



FEUP FACULDADE DE ENGENHARIA
UNIVERSIDADE DO PORTO

MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE 2013/2014

Estudo do Impacte Radiológico na Envolvente de uma Central Termoelétrica a Carvão

Jocelina Martins Fernandes

Dissertação submetida para obtenção do grau de

MESTRE EM ENGENHARIA DO AMBIENTE

Presidente do Júri: Manuel Fernando Ribeiro Pereira
(Professor Associado do Departamento de Engenharia Química da Faculdade
de Engenharia da Universidade do Porto)

Orientador académico: Maria de Lurdes Proença de Amorim Dinis
(Professora Auxiliar do Departamento de Engenharia de Minas da Faculdade
de Engenharia da Universidade do Porto)

Co-orientador académico: António Manuel Antunes Fiúza
(Professor Catedrático do Departamento de Engenharia de Minas da
Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto)

(Porto, Setembro de 2014)

Editado por:

FACULDADE DE ENGENHARIA DA UNIVERSIDADE DO PORTO

Rua Dr. Roberto Frias

4200-465 PORTO

Portugal

Tel. +351-22-508 1400

Fax +351-22-508 1440

Correio electrónico: feup@fe.up.pt

Endereço electrónico: <http://www.fe.up.pt>

Reproduções parciais deste documento serão autorizadas na condição que seja mencionado o Autor e feita referência ao Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente -2013/2014 - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal, 2014.

As opiniões e informações incluídas neste documento representam unicamente o ponto de vista do respectivo Autor, não podendo o Editor aceitar qualquer responsabilidade legal ou outra em relação a erros ou omissões que possam existir.

Este documento foi produzido a partir da versão eletrónica fornecida pelo respectivo Autor.

Este documento foi redigido segundo a ortografia anterior ao Acordo Ortográfico da Língua Portuguesa por opção do Autor e dentro do período de transição que vigora até 2015.

Este trabalho foi desenvolvido com dados recolhidos no âmbito do Projeto: Modelação da dispersão na atmosfera dos elementos radioactivos e dos metais originada por uma central térmica a carvão, financiado por Fundos FEDER através do Programa Operacional Fatores de competitividade - COMPETE (Programa Operacional Fatores de Competitividade) e por Fundos Nacionais através da FCT - Fundação para a Ciência e Tecnologia, FCOMP01-0124-FEDER-009745, FCT referência: PTDC/ECM/100735/2008.

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter iluminado o meu caminho e a minha mente durante a minha caminhada. Por ter estado sempre presente na minha vida e agradeço por me mostrar tudo que sei hoje, guiada e iluminada pela sua presença divina no mais íntimo do meu ser. “Todos os dias Deus dá-nos um momento em que é possível mudar tudo aquilo que nos deixa infelizes. O instante mágico é o momento em que um 'sim' ou um 'não' pode mudar toda a nossa existência”.

À Professora Maria de Lurdes Dinis que me apoiou, me guiou, mostrou-me o caminho, principalmente no início, momento em que estava sem rumo e sem direcção e não sabia como começar esta dissertação. Muito obrigada pela ajuda e por ter demonstrado estar sempre disponível, pela paciência, principalmente nas correcções, dúvidas e incentivando-me a melhorar.

Ao Professor António Fiúza por tudo, mas principalmente pelos ensinamentos durante o meu percurso académico.

À minha família pelo suporte, pelo amor, carinho e compreensão. Principalmente aos meus pais, Firmino Silva e Adriana Silva por me apoiarem de forma incondicional em todas as etapas da minha vida.

Ao meu irmão António Carlos Oliveira, um muito obrigado por estar sempre ao meu lado.

Ao meu companheiro e amigo, Jaime di Zizi, que esteve sempre comigo desde o início da minha caminhada. Simplesmente não consigo descrevê-lo em palavras pois nenhuma palavra é suficiente. Muito obrigada pelo apoio e amor incondicional, estamos juntos.

À DISPAR (Distribuição Participações, SGPS, S.A.), um muito obrigado pelo apoio financeiro, sem o qual esta dissertação não teria sido possível. Muito obrigada de coração pelo vosso patrocínio e por apostarem e investirem na etapa mais importante e decisiva do meu percurso académico.

À Dra. Helena Sofia Rocha Lopes, Técnico Superior-Unidade de Orientação e Integração, que me apoiou e contribuiu muito para à realização desta dissertação. Obrigado pela disponibilidade, pelo apoio e pela intervenção ao meu favor sempre que precisava. O meu muito obrigado.

À todos os meus amigos, que fizeram parte da minha caminhada e que directa ou indirectamente, contribuíram para a realização desta dissertação. O meu muito obrigado.

“Obrigado a todas as pessoas que contribuíram para meu sucesso e para meu crescimento como pessoa. Sou o resultado da confiança e da força de cada um de vocês”.

Augusto Branco

À minha família
e aos meus entes queridos,
com muitas saudades.

“O valor das coisas não está no tempo que elas duram, mas na intensidade com que acontecem. Por isso, existem momentos inesquecíveis, coisas inexplicáveis e pessoas incomparáveis.”

Fernando Pessoa

RESUMO

O carvão contém naturalmente elementos das séries do ^{232}Th e do ^{238}U bem como ^{40}K , além de muitos outros metais e constituintes orgânicos. A produção de energia através da queima do carvão é uma das actividades industriais geradoras de materiais com um enriquecimento nos elementos destas séries radioactivas, designados por TENORM (*Tecnologically Enhanced Natural Occurring Radioactive Materials*). Estes podem concentrar-se nas cinzas volantes que são expelidas na atmosfera pelas chaminés.

Este trabalho teve como principal objectivo estudar e avaliar o impacte radiológico na envolvente de uma central termoeléctrica, potencialmente resultante das emissões atmosféricas ocorridas essencialmente nas décadas passadas. Foram recolhidas cinquenta amostras de solo em locais previamente definidos na zona envolvente de uma central termoeléctrica. As amostras foram analisadas por espectrometria de radiação gama, após um tempo de armazenamento de aproximadamente 30 dias para que fosse atingido o equilíbrio radioactivo nas séries do ^{238}U e do ^{232}Th . Os radionuclídeos presentes nas amostras foram identificados com o *software* Genie2000 no laboratório do CIGAR recorrendo-se a duas bases de dados para identificação dos radionuclídeos naturais presentes nas amostras de solo designadas por: base de dados Falcon e base de dados NOVANORM. Os radionuclídeos identificados pela base de dados Falcon incluem os elementos de decaimento das séries do ^{238}U (^{226}Ra), ^{235}U e ^{232}Th , supondo equilíbrio secular (a concentração do elemento de topo da série e dos elementos descendentes é aproximadamente igual), bem como o ^{40}K , enquanto os radionuclídeos identificados pela base de dados NOVANORM descriminam os elementos destas mesmas séries de decaimento tais como: ^{208}Tl , ^{211}Bi , ^{212}Bi , ^{212}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Pb , ^{228}Ac , ^{231}Th , ^{235}U , ^{224}Ra , ^{226}Ra e ^{228}Th , bem como o ^{40}K . Nos resultados obtidos pela base de dados Falcon, a concentração da actividade no solo variou de 0.66 a 4.69 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $2.35 \pm 0.98 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o urânio (^{235}U); de 41.62 a 52.61 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $46.66 \pm 2.02 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o rádio (^{226}Ra); de 35.69 a 42.63 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $38.58 \pm 1.76 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o tório (^{232}Th) e de 868.56 a 924.85 Bqkg^{-1} , com um

valor médio de $896.81 \pm 11.06 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o potássio-40 (^{40}K). Pela base de dados NOVANORM, a concentração da actividade variou de 0.14 a 30.56 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $13.41 \pm 7.77 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{211}Bi ; de 102.68 a 330.59 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $271.56 \pm 36.01 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{231}Th ; de 39.01 a 46.33 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $42.14 \pm 1.69 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{214}Bi ; de 35.76 a 48.19 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $42.14 \pm 3.00 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{214}Pb ; de 83.81 a 125.26 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $101.42 \pm 17.32 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{226}Ra ; de 13.31 a 16.87 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $14.9 \pm 0.69 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{208}Tl ; de 16.55 a 27.88 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $21.9 \pm 2.79 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{212}Bi ; de 26.9 a 37.78 , com um valor médio de $33.06 \pm 2.43 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{212}Pb ; de 0.09 a 26.77 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $7.94 \pm 5.66 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{224}Ra ; de 25.76 a 32.82 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $28.75 \pm 1.71 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{228}Ac e de 868.65 a 924.85 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $896.81 \pm 11.06 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{40}K . Foram elaborados mapas de isovalores da concentração da actividade no solo para os principais radionuclídeos naturais identificados pela base de dados Falcon. A partir destas concentrações foram avaliados os índices radiológicos: a actividade equivalente em rádio (R_{eq} , Bqkg^{-1}), a taxa de dose absorvida no ar (D , nGyh^{-1}), a taxa de dose efectiva anual no exterior (*outdoor*) e no interior (*indoor*) (E , mSv/a) e os índices de perigo externo (H_{ext}) e interno (H_{int}). Os valores obtidos para a actividade equivalente em rádio variaram de 155.87 a 175.40 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $164.62 \pm 4.41 \text{ Bqkg}^{-1}$, os valores da dose absorvida no ar variaram de 78.47 a 87.67 nGyh^{-1} , com um valor médio de $82.67 \pm 2.02 \text{ nGyh}^{-1}$, os valores da taxa de dose efectiva anual externa e interna variaram de 0.096 a 0.108 mSv/a , com um valor médio de $0.10 \pm 0.002 \text{ mSv/a}$ e de 0.385 a 0.430 mSv/a , com um valor médio de $0.41 \pm 0.01 \text{ mSv/a}$, respectivamente. Os valores obtidos para o índice de perigo externo e interno variaram de 0.437 a 0.491, com um valor médio de 0.46 ± 0.01 , e de 0.387 a 0.463, com um valor médio de 0.42 ± 0.02 , respectivamente.

Foi definido um hipotético cenário de exposição na envolvente da Central termoeléctrica seleccionada, considerando como referência um cenário agrícola com produção auto-sustentável destinando-se ao consumo próprio. Foi representado um modelo conceptual para o cenário de exposição escolhido que inclui várias trajectórias de exposição. O valor médio obtido para a dose efectiva anual é inferior a 1 mSv/a (assim

como todos os valores obtidos) no entanto, a partir dos valores obtidos para a dose efectiva anual foram elaborados mapas de isovalores permitindo identificar as áreas com valores de dose efectiva anual mais elevados e que teoricamente representam maior risco.

Palavras-chaves: Radiação natural, dispersão ambiental, carvão, dose e risco.

ABSTRACT

Coal contains naturally elements of the ^{232}Th and ^{238}U series, as well as ^{40}K , in addition to many other metals and organic constituents. The energy production by coal burning is one of the industrial activities generating materials with an enrichment in these elements, as well as in their decay products, known as TENORM (Technologically Enhanced Natural Occurring Radioactive Materials). These materials concentrate in the fly ashes and may be discharged into the atmosphere through the chimneys.

The aim of this work was to study and assess the radiological impact in the surrounding area of a coal fired-power plant, potentially resulting from the atmospheric emissions occurred mainly in the past decades. Fifty soil samples were collected in the surrounding area of a selected coal fired-power plant. The samples were analyzed by gamma spectroscopy, after a storage time of approximately 30 days in order to achieve the radioactive equilibrium of the short decay elements of the ^{238}U and ^{232}Th series. The radionuclides were identified by Genie2000 software in one of the CIGAR's laboratory. Two databases were used to identify the natural radionuclides present in the soil samples named as: Falcon database and NOVANORM database. The radionuclides identified by Falcon database contains the elements of ^{238}U (^{226}Ra), ^{235}U and ^{232}Th decay series, in a state of secular equilibrium (the activities of all radionuclides within each series are nearly equal) as well as ^{40}K , while radionuclides identified by NOVANORM database discriminate the elements from the same decay series such as: ^{208}Tl , ^{211}Bi , ^{212}Bi , ^{212}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Pb , ^{228}Ac , ^{231}Th , ^{235}U , ^{224}Ra , ^{226}Ra , ^{228}Th and ^{40}K . In the results obtained with Falcon database the activity concentration ranged from 0.66 to 4.69 Bqkg^{-1} , with an average value of $2.35 \pm 0.96 \text{ Bqkg}^{-1}$ for ^{235}U ; from 41.62 to 52.61 Bqkg^{-1} , with an average value of $46.66 \pm 2.07 \text{ Bqkg}^{-1}$ for ^{226}Ra ; from 35.69 to 42.63 Bqkg^{-1} , with an average value of $38.58 \pm 1.76 \text{ Bqkg}^{-1}$ for ^{232}Th and from 868.56 to 924.85 Bqkg^{-1} , with an average value of $896.81 \pm 11.06 \text{ Bqkg}^{-1}$ for ^{40}K . In the results obtained with NOVANORM database, the activity concentration ranged from 0.14 to 30.56 Bqkg^{-1} , with an average value of $13.41 \pm 7.77 \text{ Bqkg}^{-1}$ for ^{211}Bi ; from 102.68 to 330.59 Bqkg^{-1} , with an average value of $271.56 \pm 36.01 \text{ Bqkg}^{-1}$ for ^{231}Th ; from 39.01 to 46.33 Bqkg^{-1} , with an average value of $42.14 \pm 1.69 \text{ Bqkg}^{-1}$ for ^{214}Bi ; from

35.76 to 48.19 Bqkg⁻¹, with an average value of 42.14 ± 3.00 Bqkg⁻¹ for ²¹⁴Pb; from 83.81 to 125.26 Bqkg⁻¹, with an average value of 101.42 ± 17.32 Bqkg⁻¹ for ²²⁶Ra; from 13.31 to 16.87 Bqkg⁻¹, with an average value of 14.9 ± 0.69 Bqkg⁻¹ for ²⁰⁸Tl; from 16.55 to 27.88 Bqkg⁻¹, with an average value of 21.9 ± 2.79 Bqkg⁻¹ for ²¹²Bi; from 26.9 to 37.78, with an average value of 33.06 ± 2.43 Bqkg⁻¹ for ²¹²Pb; from 0.09 to 26.77 Bqkg⁻¹, with an average value of 7.94 ± 5.66 Bqkg⁻¹ for ²²⁴Ra; from 25.76 to 32.82 Bqkg⁻¹, with an average value 28.75 ± 1.71 Bqkg⁻¹ for ²²⁸Ac and from 868.65 to 924.85 Bqkg⁻¹, with an average value of 896.81 ± 11.06 Bqkg⁻¹ for ⁴⁰K. Isovalues maps were developed with the activity concentrations obtained from Falcon's database for the main natural radionuclides (²²⁶Ra, ²³²Th and ⁴⁰K). These results were used to calculate the radiological indices: the equivalent activity in radium (Ra_{eq}, Bqkg⁻¹), the absorbed gamma dose rate in air (D, nGyh⁻¹), the annual effective dose rate (outdoor and indoor) (E, mSv/y), the external hazard index (H_{ext}) and the internal (H_{int}). The radium equivalent activity ranged from 155.87 to 175.40 Bqkg⁻¹, with an average value of 164.62 ± 4.41 Bqkg⁻¹, the absorbed gamma dose rate in air ranged from 78.47 to 87.67 nGyh⁻¹, with an average value of 82.67 ± 2.02 nGyh⁻¹, the annual effective external and internal doses ranged from 0.096 to 0.108 mSv/y, with an average value of 0.10 ± 0.002 mSv/y, and from 0.385 to 0.430 mSv/y, with an average value of $0.41 \pm$ mSv/y, respectively. The values obtained for the internal and external hazard indexes ranged between 0.437 and 0.491, with an average value of 0.46 ± 0.01 and between 0.387 and 0.463, with an average value of 0.42 ± 0.02 , respectively.

A hypothetical exposure scenario was defined, referring to a self-sustaining farmer scenario with production only for own consumption and not to commercialize and a conceptual model was developed considering several exposure pathways. The average value obtained for the annual effective dose is below 1 mSv/y (as well as all other values), however, the results obtained for the annual effective doses were represented in an isodose map, allowing to identify areas with higher values and theoretically representing higher exposure risk.

Keywords: Natural radiation, environmental dispersion, coal, dose and risk

Índice Geral

RESUMO	vii
ABSTRACT	xi
Índice de Figuras	17
Índice de Tabelas	19
ABREVIATURAS	21
CAPÍTULO 1	23
INTRODUÇÃO	23
1.1 Considerações gerais	23
1.2 Objectivos e metodologia	24
1.3 Estrutura da dissertação	25
CAPÍTULO 2	29
ESTADO DA ARTE	29
2.1 Introdução	29
2.2 Radioactividade ambiental	30
2.3 Central termoeléctrica a carvão	31
2.3.1 Carvão como combustível fóssil	32
2.3.2 Funcionamento de uma central termoeléctrica	34
2.3.3 Cinzas de carvão	37
2.3.4 Matéria particulada respirável	40
2.4 Impacte da libertação no ambiente dos TENORM produzidos na combustão	41
CAPÍTULO 3	45
MATERIAS RADIOACTIVOS	45
3.1 Considerações gerais	45
3.2 TENORM	45
3.2.1 Sectores industriais associados a TENORM	47
3.2.1.1 Centrais termoeléctricas a carvão	47
3.2.1.2 Extração mineral	48
3.2.1.3 Tratamento de água	50
3.3 Enquadramento legal da exposição às radiações	50
CAPÍTULO 4	53
AVALIAÇÃO DE RISCO E DE DOSE	53

4.1. Considerações gerais	53
4.2 Metodologia de avaliação do risco	54
4.3 Trajectórias de exposição	55
4.4 Avaliação da exposição.....	56
4.5 Avaliação da toxicidade.....	59
4.6 Avaliação da dose	60
4.7 Cálculo do risco para substâncias radioactivas.....	61
CAPÍTULO 5	63
CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	63
5.1 Considerações gerais	63
5.2 Caracterização demográfica	64
5.2 Localização	65
5.3 Geologia e a geomorfologia do local.....	66
5.4 Uso do solo.....	67
5.5 Condições climáticas.....	67
5.6 Área de estudo: localização da central termoeléctrica e sua envolvente	69
CAPÍTULO 6	73
METODOLOGIA	73
6.1 Descrição do local da amostragem	73
6.2 Preparação das Amostras.....	75
6.3 Avaliação radiológica por exposição externa	78
6.3.1 Actividade equivalente em rádio (Ra_{eq})	78
6.3.2 Cálculo da taxa de dose absorvida no ar (D).....	79
6.3.3 Estimativa de dose efectiva anual (E_{ext} , E_{int})	79
6.3.4 Índice de perigo externo e interno (H_{ext} e H_{int})	79
6.3.5 Índice de radiação gama	80
6.4 Avaliação radiológica por exposição interna.....	81
6.4.1 Trajectórias de contaminação e vias de entrada	81
6.4.2 Descrição do cenário de exposição	82
6.4.3 Cálculo das doses no cenário de exposição	84
6.4.3.1 Estimativa da concentração da actividade nos compartimentos ambientais	84
6.4.3.2 Estimativa de dose.....	88
6.4.3.3 Estimativa do risco anual.....	90
CAPÍTULO 7	91

RESULTADOS	91
7.1 Densidade aparente das amostras.....	91
7.2 Concentração da actividade obtida por espectrometria de radiação γ	91
7.2.1 Tratamento Estatístico dos dados.....	103
7.2.2 Representação espacial da concentração da actividade.....	107
7.3 Avaliação radiológica.....	112
7.3.1 Actividade equivalente em rádio	114
7.3.2 Taxa de dose absorvida no ar	114
7.3.3 Dose efectiva anual externa	115
7.3.4 Índice de perigo externo e interno.....	116
7.4 Cenário de exposição.....	118
7.4.1 Concentrações na biosfera	118
CAPÍTULO 8	121
DISCUSSÃO DOS RESULTADOS	121
8.1 Densidade aparente da amostra.....	121
8.2 Concentração da actividade obtida por espectrometria de radiação γ	121
8.3 Representação da distribuição espacial da concentração da actividade	123
8.4 Avaliação radiológica.....	124
8.5 Concentração na biosfera.....	125
CAPÍTULO 9	127
CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS	127
9.1 Conclusões	127
9.2 Perspectivas futuras	129
Bibliografia.....	133
Anexos.....	141
Anexo A	143
Anexo B	145
Anexo C	147
Anexo D.....	151

Índice de Figuras

Figura 1: Consumo mundial de carvão, 2010-2040 (fonte EIA, 2013).	33
Figura 2: Geração de energia eléctrica por tipo de combustível, 2010-2040 (previsão do aumento de 5.492 bilhões kWh para 2040; fonte: EIA, 2013).	34
Figura 3: Funcionamento de uma central termoeléctrica (Évora e Morais, 2011).	35
Figura 4: Esquema representativo da produção de energia a partir do carvão (fonte: WCA, 2012).	36
Figura 5: Processo esquemático de avaliação de risco (Pontedeiro, 2006).	53
Figura 6: Trajetória de um contaminante (Fonte: Fiúza, 2009).	58
Figura 7: Localização geográfica do concelho de Sines (fonte: ForumMar, 2012).	66
Figura 8: Caracterização meteorológica do concelho de Sines (Fonte: GISA, 2011).	68
Figura 9: Direcção dominante do vento (fonte: GISA, 2011).	69
Figura 10: Localização e identificação dos pontos de amostragem dentro da área em estudo.	74
Figura 11: Espectro da amostra Nº 2 (base de dados Falcon).	77
Figura 12: Espectro da amostra Nº 2 (base de dados NOVANORM).	77
Figura 13: Espectro da amostra Nº 10 (base de dados Falcon).	78
Figura 14: Espectro da amostra Nº 10 (base de dados NOVANORM).	78
Figura 15: Processos que afectam a dispersão e deposição de radionuclídeos libertados para a atmosfera (fonte: IAEA, 2001).	82
Figura 16: Representação do modelo conceptual para o cenário de exposição adoptado.	83
Figura 17: Densidade aparente de cada amostra do solo recolhida.	91
Figura 18: Concentração da actividade em ^{235}U , ^{226}Ra e ^{232}Th (base de dados Falcon).	97
Figura 19: Concentração da actividade em ^{40}K (base de dados Falcon).	98
Figura 20: Concentração da actividade em ^{208}Tl , ^{211}Bi , ^{212}Bi , ^{212}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Pb , ^{228}Ac e ^{224}Ra (base de dados NOVANORM).	99
Figura 21: Concentração da actividade em ^{231}Th (base de dados NOVANORM).	100
Figura 22: Concentração da actividade em ^{40}K (base de dados NOVANORM).	101
Figura 23: Histogramas da concentração da actividade em ^{235}U (a), ^{226}Ra (b), ^{232}Th (c) e ^{40}K (d) (Falcon).	104
Figura 24: Histogramas da concentração da actividade em ^{40}K (a), ^{208}Tl (b) (NOVANORM).	105
Figura 25: Histogramas da concentração da actividade em ^{212}Pb (e), ^{214}Bi (f), ^{214}Pb (g), ^{228}Ac (h), ^{211}Bi (c) e ^{212}Bi (d) (NOVANORM).	106
Figura 26: Histograma da concentração da actividade em ^{231}Th (i) (NOVANORM).	107

Figura 27: Representação espacial da concentração da actividade em ^{235}U	108
Figura 28: Representação 3D da concentração da actividade em ^{235}U	108
Figura 29: Representação espacial da concentração da actividade em ^{226}Ra	109
Figura 30: Representação 3D da concentração da actividade em ^{226}Ra	109
Figura 31: Representação espacial da concentração da actividade em ^{232}Th	110
Figura 32: Representação 3D da concentração da actividade em ^{232}Th	110
Figura 33: Representação espacial da concentração da actividade em ^{40}K	111
Figura 34: Representação 3D da concentração da actividade em ^{40}K	111
Figura 35: Actividade equivalente em (R_{eq}) calculada para cada uma das amostras de solo.	114
Figura 36: Taxa de dose absorvida no ar (D) calculada para cada uma das amostras de solo.	115
Figura 37: Dose efectiva anual exterior (E_{ext}) calculada para cada umas das amostras de solo.	115
Figura 38: Índice de perigo externo (H_{ext}) e interno (H_{int}) para cada uma das amostras de solo.	116
Figura 39: Valores da taxa de dose absorvida no ar (nGy h^{-1}) para algumas cidades de Portugal Continental e Arquipélago dos Açores (S. Miguel).	118

Índice de Tabelas

Tabela 1: Caracterização das fontes emissoras de gases poluentes (chaminé 1 e 2) da central termoelétrica de Sines (fonte: AAC, 2008).....	70
Tabela 2: Emissão total e específica de SO ₂ , NO _x , CO ₂ e partículas de 2010 a 2012 (EDP, 2012).	70
Tabela 3: Quantidade de resíduos depositados no aterro CEC de 2010 a 2012 (EDP, 2012).....	71
Tabela 4: Coordenadas, altitude e distância à CT dos pontos de amostragem dentro da área delimitada pelo círculo de 6 km (Lourenço, 2011).....	74
Tabela 5: Coordenadas, altitude e distância à CT dos pontos de amostragem dentro da área delimitada pelos círculos de 6 km e de 20 km (Lourenço, 2011).....	75
Tabela 6: Concentração da actividade (base de dados Falcon).	93
Tabela 7: Concentração da actividade (base de dados NOVANORM).	94
Tabela 8: Concentração da actividade em ²³⁵ U, ²²⁶ Ra, ²³² Th e ⁴⁰ K nas amostras de solo recolhidas na área delimitada pelo círculo de 6 km.	95
Tabela 9: Concentração da actividade em ²³⁵ U, ²²⁶ Ra, ²³² Th e ⁴⁰ K nas amostras de solo recolhidas na área entre os círculos de 6 km e de 20 km.	96
Tabela 10: Parâmetros estatísticos da concentração de actividade (Falcon).	103
Tabela 11: Parâmetros estatísticos da concentração da actividade (NOVANORM).	105
Tabela 12: Valores calculados para os seguintes parâmetros: Ra _{eq} (Bqkg ⁻¹), D (nGyh ⁻¹), E _{ext} (mSv/a), E _{int} (mSv/a), H _{ext} , H _{int} , I _{γr} , R _{EC} e R _{EH}	113
Tabela 13: Comparação da concentração da actividade média (Bqkg ⁻¹), obtida nas amostras de solo recolhidas em Sines, com os resultados de diferentes países.	117
Tabela 14: Comparação da taxa de dose absorvida no ar registada em Portugal (Continental e Arquipélago dos Açores) com os resultados registados em outros países.....	117
Tabela 15: Concentração da actividade em ²²⁶ Ra e ²³² Th nas cinzas de carvão (NCAB, 2008).	119
Tabela 16: Taxa média da libertação dos radionuclídeos nas cinzas (Q _i), concentração de radionuclídeos no ar (CA) e fluxo de deposição a F (2 km), F (10 km), F (15 km) e F (20 km)..	119

ABREVIATURAS

aicep Global Parques – Agência para o Investimento e Comércio Externo de Portugal

APIParques – Gestão de Parques Empresariais, S.A

ASTSWMO – Association of State and Territorial Solid Waste Management Officials

CMS – Câmara Municipal de Sines

CT – Central Termoelétrica

EDP – Gestão da Produção de Energia, S.A.

EPA – Environmental Protection Agency

EU – European Union

EURATOM – European Atomic Energy Community

GAS – Gabinete da Área de Sines

GISA – Gestão Integrada de Saúde e Ambiente

GMS – Groundwater Modelling System

IAEA – International Atomic Energy Agency

ICRP – International Commission on Radiological Protection

IEO – International Energy Outlook

IEA – International Energy Agency

INE – Instituto Nacional de Estatística

LER – Lista Europeia de Resíduos

NORM – Naturally Occurring Radioactive Materials

OECD – Organization for Economic Cooperation and Development

PGS – Sociedade e Gestão de Áreas Industriais e Serviços

PM – Material Particulado

TENORM – Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material

UNSCEAR – United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

WCA – World Coal Association

WNA – World Nuclear Association

ZILS – Zona Industrial e Logística de Sines

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO

1.1 Considerações gerais

No ambiente estão presentes elementos radioactivos naturais capazes de emitir radiação, tais como o urânio e o tório. Estes radionuclídeos libertam espontaneamente energia do seu núcleo na forma de partículas alfa e beta e raios gama entre outros. Durante este processo, transformam-se gradualmente em outros elementos até atingir um estado estável.

Os elementos radioactivos naturais estão presentes nas rochas, nos solos, nos sedimentos e no ar, depositando-se, neste caso, nas partes mais baixas da atmosfera devido ao seu elevado peso atómico. As maiores contaminações radioactivas com origem antropogénica surgiram no final da segunda Guerra Mundial, com o início da era nuclear.

A libertação de substâncias radioactivas no ambiente pode originar sérias consequências para os organismos vivos e para o meio ambiente. As substâncias radioactivas, sejam de origem natural sejam de origem artificial, têm os mesmos efeitos radiológicos nos organismos vivos e no ambiente. Os radioisótopos são caracterizados pela respectiva semi-vida, pelo que o efeito radioactivo permanece até que o radioisótopo se desintegre continuamente até atingir o estado de equilíbrio. Este efeito vai depender principalmente do tipo e da quantidade de radiação a que o indivíduo está exposto durante um certo período de tempo.

Uma vez dispersos no meio ambiente, os radionuclídeos podem ser incorporados pelo homem a partir da cadeia alimentar, por ingestão de alimentos contaminados e/ou através da inalação de partículas em suspensão. Geralmente, estas duas vias de entrada no organismo são consideradas as principais vias de exposição. A forma ou o estado físico como o material radioactivo é depositado nos diferentes compartimentos ambientais depende essencialmente de factores físicos, químicos e biológicos, no

entanto e geralmente, os materiais sólidos apresentam maiores concentrações comparativamente com as concentrações medidas no ar e na água.

Os radionuclídeos libertados para a atmosfera podem ser dispersos e depositados no solo, concentrando a sua actividade neste compartimento ambiental. Estes processos dependem de vários factores locais, nomeadamente de factores climatológicos, tais como a velocidade e direcção predominante do vento. O uso do solo com concentrações anormais de radioisótopos para fins agrícolas, quer seja para consumo próprio ou para comercializar, contribui para a dispersão dos radionuclídeos e transferência na cadeia alimentar a partir dos produtos produzidos nestas áreas.

Este trabalho pretendeu identificar e quantificar os elementos radioactivos de origem natural presentes na envolvente de uma central termoeléctrica a carvão para avaliação do risco radiológico induzido pela presença destes radioisótopos no solo. Pretendeu-se avaliar o risco da exposição aos radionuclídeos presentes no solo na área mais próxima das chaminés (área delimitada por um círculo de 6 km, centrado nas chaminés) bem como na área mais afastada (área compreendida entre os círculos de 6 e de 20 km centrados nas chaminés). Considerou-se um cenário de exposição para avaliar as doses de inalação e de ingestão, utilizando como referência os indivíduos críticos da população que estão sujeitos às maiores doses ou risco. Neste cenário, usou-se como medida de avaliação do impacto radiológico o cálculo da dose efectiva anual recebida por um hipotético membro de um grupo crítico, tendo em consideração a distância entre a fonte de libertação e a localização do receptor bem como alguns processos de transferência dos radionuclídeos presentes no solo para a cadeia alimentar.

1.2 Objectivos e metodologia

Este trabalho teve como objectivo avaliar o impacte radiológico no ambiente envolvente de uma central termoeléctrica potencialmente resultante das emissões atmosféricas no passado. A metodologia implementada desenvolveu-se essencialmente três fases:

- A primeira fase diz respeito à preparação das amostras anteriormente recolhidas em 50 pontos de amostragem previamente definidos na zona envolvente à central termoelétrica. A preparação das amostras passou por um processo de moagem, secagem em estufa a 100 °C durante 24 horas e armazenamento em recipientes individuais selados durante 4 semanas, tendo por objectivo atingir o equilíbrio radioactivo entre os elementos do decaimento do ^{222}Rn e do ^{220}Rn bem como entre os seus elementos de semi-vida curta.
- Numa segunda fase foi efectuada a análise das amostras de solo, após o período de armazenamento de 4 semanas, com a identificação e quantificação dos radionuclídeos através de um espectrómetro de radiação gama com discriminação de energia. Estas análises foram realizadas pelo Laboratório de Radioactividade Ambiental do Departamento de Engenharia de Minas da FEUP. Este procedimento teve como objectivo identificar os principais radionuclídeos naturais presentes nas amostras de solo recolhidas, ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , em equilíbrio com os elementos componentes das respectivas séries de decaimento bem como outros radionuclídeos tais como o ^{214}Bi ou ^{210}Pb .
- Numa terceira fase foi definido o cenário de exposição bem como os parâmetros necessários ao cálculo das doses e do risco. Alguns parâmetros locais foram calculados com dados disponíveis da área em estudo e outros foram adoptados e/ou adaptados da bibliografia consultada. Esta fase incluiu o cálculo das doses com origem na exposição aos dois radionuclídeos ^{226}Ra e ^{232}Th , representativos das duas séries de decaimento naturais mais abundantes (^{238}U e ^{232}Th), através da inalação e da ingestão bem como o cálculo do risco resultante da exposição considerada. Nesta fase foram ainda consideradas as doses resultantes da exposição externa.

1.3 Estrutura da dissertação

Para o desenvolvimento dos objectivos anteriormente referidos, esta dissertação foi estruturada em nove capítulos.

O capítulo 2 diz respeito ao estado da arte em que é feita uma abordagem sobre a radioactividade natural, dirigindo-se em particular aos radionuclídeos de origem

natural presentes no carvão bem como a sua utilização como combustível fóssil na produção de energia. É ainda feita uma descrição simplificada do funcionamento de uma central termoelétrica a carvão, os seus principais componentes, os subprodutos originados na queima do carvão, o aumento da concentração da actividade nas cinzas produzidas e dos riscos associados à potencial exposição a estes materiais libertos na atmosfera sob a forma de material particulado respirável. Por fim, é feita uma abordagem aos estudos desenvolvidos sobre a avaliação de dose e do risco neste contexto.

Posteriormente, apresenta-se no capítulo 3 uma descrição de alguns conceitos sobre radioactividade e radiação, com a introdução do conceito de material radioactivo de ocorrência natural (NORM), bem como uma descrição de alguns sectores industriais que aumentam tecnologicamente a concentração da actividade destes materiais, e por fim, o enquadramento legal a nível nacional e europeu.

Seguidamente, no capítulo 4, faz-se uma descrição da metodologia adoptada habitualmente na avaliação de dose e do risco, com uma abordagem mais direccionada para a exposição a substâncias radioactivas.

No capítulo 5, faz-se a caracterização do local de estudo: localização, descrição demográfica e uso do solo bem como a caracterização da fonte de libertação e a sua envolvente.

No capítulo 6, encontra-se descrito em detalhe a metodologia adoptada neste trabalho. Primeiramente, é feita a descrição do local de amostragem e da preparação das amostras. Depois, é apresentada a metodologia adoptada para a avaliação radiológica por exposição externa e interna com a descrição do cenário de exposição, as fórmulas de cálculo das doses e da estimativa do risco anual.

No capítulo 7, são apresentados os resultados obtidos, nomeadamente, para a densidade aparente das amostras de solo, os valores da concentração dos radionuclídeos obtidos por espectrometria de radiação gama, o tratamento estatístico dos dados, a representação espacial dos isovalores da concentração da actividade dos radionuclídeos bem como os resultados obtidos na avaliação radiológica.

No capítulo 8, apresenta-se a discussão dos resultados obtidos e no capítulo 9 as conclusões resultantes desta discussão com algumas sugestões para trabalhos futuros.

São, ainda, apresentados 4 anexos (A, B, C e D) com tabelas e figuras representando os resultados obtidos.

CAPÍTULO 2

ESTADO DA ARTE

2.1 Introdução

A radioactividade pode ser concentrada no ambiente em resultado de diversas actividades industriais, relacionadas, ou não, com o ciclo do combustível nuclear. A utilização e o processamento industrial de matérias-primas que contêm radionuclídeos de origem natural, tais como os elementos das séries radioactivas do urânio e do tório, pode levar a uma redistribuição destes radionuclídeos nos diferentes compartimentos ambientais.

A publicação do artigo "Radiological Impact of Airborne Effluents of Coal and Nuclear Plants" (McBride et al., 1978) levantou alguma polémica relativamente ao potencial aumento da radiação de fundo (níveis naturais de radiação - *background*) com origem nas emissões atmosféricas de uma central termoelétrica a carvão, comparativamente com as actividades decorrentes de uma central nuclear. McBride et al. (1978) num estudo desenvolvido em duas centrais termoelétricas a carvão localizadas no Tennessee e no Alabama (USA), em 1978, conclui que a elevação do fundo radioactivo originado por uma central termoelétrica a carvão poderá ser amplamente superior ao que resulta das actividades de uma central nuclear.

O carvão contém elementos radioactivos de ocorrência natural (^{238}U , ^{232}Th e ^{40}K). Os subprodutos resultantes da combustão, em particular as cinzas volantes, são considerados materiais radioactivos de ocorrência natural tecnologicamente enriquecidos, TENORM (*Tecnologically Enhanced Natural Occurring Radioactive Materials*).

Ao longo dos últimos 20 anos a concentração de materiais radioactivos de ocorrência natural tecnologicamente enriquecidos no ambiente tem vindo ao aumentar.

Por este motivo, têm sido desenvolvidos vários estudos em diferentes países com o objectivo de caracterizar as actividades industriais geradoras de TENORM.

Em Portugal, existem algumas das actividades industriais tipicamente geradoras deste tipo de materiais como é o caso da única central termoeléctrica a carvão em funcionamento no país, a fundição de metais (produção de ferro e aço), a produção de cimento, a indústria dos fosfatos, entre outras (Carvalho, 2007).

No Brasil, um estudo sobre as principais actividades industriais que geram este tipo de materiais teve início em 1996 na sequência de evidências que os TENORM têm, de facto, vindo a alterar o nível de fundo radioactivo ao longo dos anos e, consequentemente a incrementar o risco decorrente de uma potencial exposição a este tipo de materiais. Adicionalmente, têm sido feitos estudos na área da mineração do carvão, focando os eventuais impactes da libertação de efluentes líquidos e gasosos no ambiente bem como do uso de produtos e subprodutos posteriormente utilizados noutras indústrias, como é o caso do sector da construção civil.

2.2 Radioactividade ambiental

A radioactividade no ambiente não é um fenómeno recente e pode resultar tanto das actividades relacionadas com o ciclo do combustível nuclear, como de muitas outras actividades tecnológicas.

A superfície terrestre esteve sempre sujeita à radiação cósmica e na sua constituição estiveram sempre presentes os elementos radioactivos, pelo que a população humana esteve sempre exposta à radioactividade natural.

O processamento de matérias-primas que contêm radionuclídeos naturais, tais como o ^{40}K e os elementos das séries radioactivas do urânio e do tório podem conduzir à redistribuição e concentração destes radionuclídeos no ambiente aumentando o fundo radioactivo natural e, consequentemente a exposição pela população em geral.

O homem tem vivido, desde a sua origem, exclusivamente na presença de átomos radioactivos existentes no meio ambiente. A maior parte da radiação recebida pela espécie humana provém de fontes naturais, tais como a formação de radionuclídeos cosmogénicos a partir da interacção da radiação cósmica com os gases

atmosféricos, a radioactividade natural tecnologicamente enriquecida e a exalação de gases, tais como o radão (^{222}Rn) e torão (^{220}Rn), formados a partir da desintegração radioactiva do ^{226}Ra e do ^{224}Ra , respectivamente. A população está exposta à radiação natural externa e internamente através da inalação de ar contaminado e/ou da ingestão de produtos contaminados por deposição directa ou indirecta devido à transferência do solo contaminado para estes mesmos produtos.

As concentrações de radionuclídeos naturais ocorrem na natureza sob a influência de factores bióticos e abióticos, como por exemplo, os fenómenos ecológicos, geológicos e climáticos. Estes factores podem reagir com a dinâmica dos radionuclídeos no meio ambiente, tendo como resultado a concentração anormal dos elementos radioactivos.

A queima do carvão em centrais termoeléctricas pode gerar elementos tecnologicamente enriquecidos, uma vez que a combustão do carvão origina a concentração dos radionuclídeos nos produtos de combustão redistribuindo-os pelos subprodutos, tais como as cinzas e em particular pelas cinzas volantes.

Desta forma, a combustão do carvão a nível global pode libertar para a atmosfera grandes quantidades dos elementos das séries naturais de decaimento do urânio e do tório. Em particular, as cinzas volantes apresentam uma concentração da actividade específica bastante mais elevada do que a existente no carvão original, uma vez que a actividade aumenta com a diminuição do tamanho das partículas, sendo os factores de enriquecimento tanto maiores quanto mais elevadas forem as temperaturas de combustão.

2.3 Central termoeléctrica a carvão

A produção de energia eléctrica a partir de combustíveis fósseis gera impactes ambientais, como qualquer outra forma de produção de energia.

Ao longo dos anos têm-se procurado alternativas para minimizar o impacto no meio ambiente decorrentes dos processos do sector energético. Contudo, apesar do desenvolvimento tecnológico verificado nas últimas décadas relativamente à utilização de energias mais limpas, bem como o aperfeiçoamento dos sistemas de filtração e captura de poeiras e matéria particulado respirável, ainda persistem muitas dúvidas

acerca destes impactes ambientais e a respectiva eficácia na sua minimização e/ou redução.

2.3.1 Carvão como combustível fóssil

O carvão mineral é o recurso natural energético não renovável mais abundante na crosta terrestre. É uma rocha sedimentar combustível que resulta da acumulação de grandes quantidades de restos de plantas em formas negativas do relevo, em pântanos na presença da água, e ocorre em estratos denominados camadas de carvão. O carvão, formado a partir dos restos soterrados de plantas, sofreu alguns processos de transformação sob certas condições de temperaturas e pressão que determinaram o seu grau de carbonificação em matéria vegetal inicial (Souza, 2007).

O carvão é classificado de acordo com o teor de carbono (varia entre 25 a 95%), quanto maior é a quantidade do carbono mais puro é o carvão. Existem quatro tipos principais de carvão, cada um com o seu poder energético: i) linhite (30% carbono); ii) carvão sub-betuminoso (40% carbono); iii) carvão betuminoso (50-70% carbono) e iv) antracite (90% carbono) com conteúdo calorífico variável de 1.16×10^7 a 1.63×10^7 J/kg; de 1.87×10^7 a 2.33×10^7 J/kg e de 2.56×10^7 a 3.49×10^7 J/kg para linhite, carvão sub-betuminoso e carvão betuminoso, respectivamente e de 3.26×10^7 J/kg para antracite (Souza, 2007). Os restantes materiais inorgânicos contêm na sua composição elementos-traço, incluindo os materiais radioactivos de ocorrência natural (*Naturally Occurring Radioactive Materials – NORM*).

O carvão contém elementos radioactivos naturais, tais como urânio e tório assim como potássio (^{40}K), chumbo (^{210}Pb) e rádio (^{226}Ra) em concentrações de actividade equivalente a outras rochas sedimentares, com excepção da linhite que contém concentrações mais elevadas de urânio bem como dos seus produtos de decaimento radioactivo (Charro e Pena, 2013).

Há poucos estudos acerca do impacto da mineração do carvão e dos restantes processos ligados ao ciclo industrial do carvão. A etapa que gera mais subprodutos ocorre no processo de combustão em que os resíduos produzidos na forma de cinzas e de escórias podem ou não ser conduzidos para aterro consoante o cumprimento de

requisitos legais não relacionados com parâmetros radiológicos mas sim com parâmetros de outra natureza.

O carvão usado como combustível nas centrais termoelétricas é queimado nas caldeiras assim como os radionuclídeos naturais que fazem parte da sua constituição (Charro, 2012). Estes radionuclídeos têm diferentes propriedades físicas e químicas resultantes do processo de enriquecimento em diferentes etapas do processo de combustão. Os radionuclídeos naturais presentes no carvão apresentam em média, uma concentração de 35 Bqkg^{-1} , 35 Bqkg^{-1} , 30 Bqkg^{-1} e 40 Bqkg^{-1} para o ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , respectivamente (Flues et al., 2002).

De acordo com dados da Agência Internacional de Energia (IEA, 2013), o carvão continua a ser a segunda maior fonte de energia a nível mundial. O consumo mundial de carvão sobe em média a uma taxa de 1.3% (EIA, 2013). O consumo do carvão a curto prazo reflecte um aumento significativo na China, Índia e outros países não-membros da Organização para Cooperação Económica e de Desenvolvimento (OCDE). A China é o país com maior consumo de carvão (47%), seguido dos Estados Unidos (14%) e Índia (9%). Estes três países em conjunto somam um total de 70% do consumo mundial de carvão verificado em 2010 (figura 1). Ao longo dos anos, e a nível mundial, tem-se verificado uma diminuição da utilização do carvão como fonte energética. Estima-se uma diminuição de cerca de 40% até (2040) no consumo do carvão enquanto nos restantes tipos de combustíveis as estimativas prevêem um aumento de 4%, 2% e 1% para as energias renováveis, gás e nuclear, respectivamente (EIA, 2013).

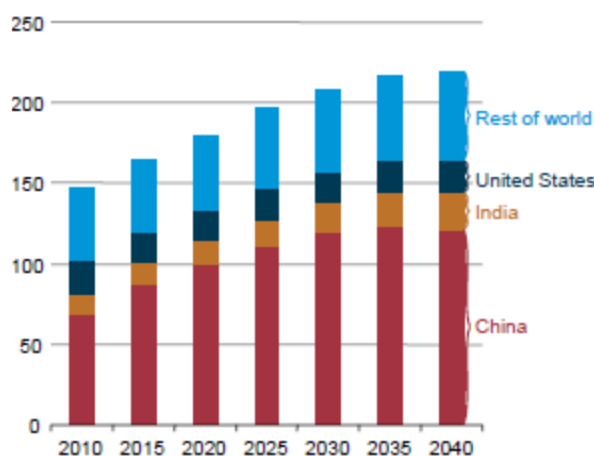


Figura 1: Consumo mundial de carvão, 2010-2040 (fonte EIA, 2013).

A figura 2 apresenta a previsão da produção mundial de electricidade de cada fonte de energia até 2040. Prevê-se um aumento até 2040 na geração de eletricidade de aproximadamente 2.8% por ano para as energias renováveis enquanto nos restantes casos prevê-se a geração de cerca de 2.5 % por ano para gás natural e energia nuclear (EIA, 2013).

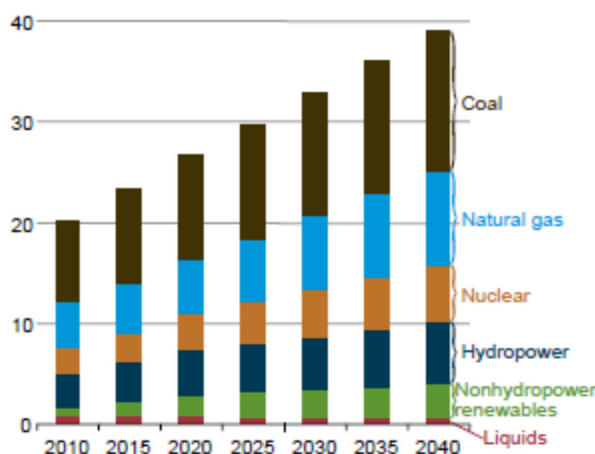


Figura 2: Geração de energia eléctrica por tipo de combustível, 2010-2040 (previsão do aumento de 5.492 bilhões kWh para 2040; fonte: EIA, 2013).

2.3.2 Funcionamento de uma central termoelétrica

Uma central termoelétrica que utiliza combustíveis fósseis para produzir electricidade é primeiramente constituída por um gerador de vapor, denominado por caldeira, que transforma a água no estado líquido em vapor. Este vapor de água superaquecido circula através dos tubos até às turbinas mecânicas que vai accionar o gerador. A central inclui também um economizador, um barrilete, que separa a fase de mistura de vapor da de água quente, e um sobreaquecedor de vapor, que converte o vapor saturado em vapor seco. Os grupos turbo-alternadores, por sua vez, convertem a energia mecânica em eléctrica (Pinto, 2010). O vapor que sai da turbina a uma temperatura baixa é conduzido ao condensador no qual um permutador transforma o vapor em líquido e que posteriormente é levado até à torre de arrefecimento. A água já arrefecida, juntamente com a água que é adicionada na torre, é transportada novamente até ao condensador que por sua vez converte a água fria em vapor. O vapor condensado é conduzido à caldeira dando início a um novo ciclo (Pinto, 2010).

A produção de energia eléctrica a partir de combustíveis fósseis obtém-se através da sua queima e da produção de vapor de água a grandes pressões. O vapor de água assim obtido vai accionar as pás das turbinas que, por sua vez, movimentam os ímanes dos geradores eléctricos, que vão produzir corrente eléctrica alternada.

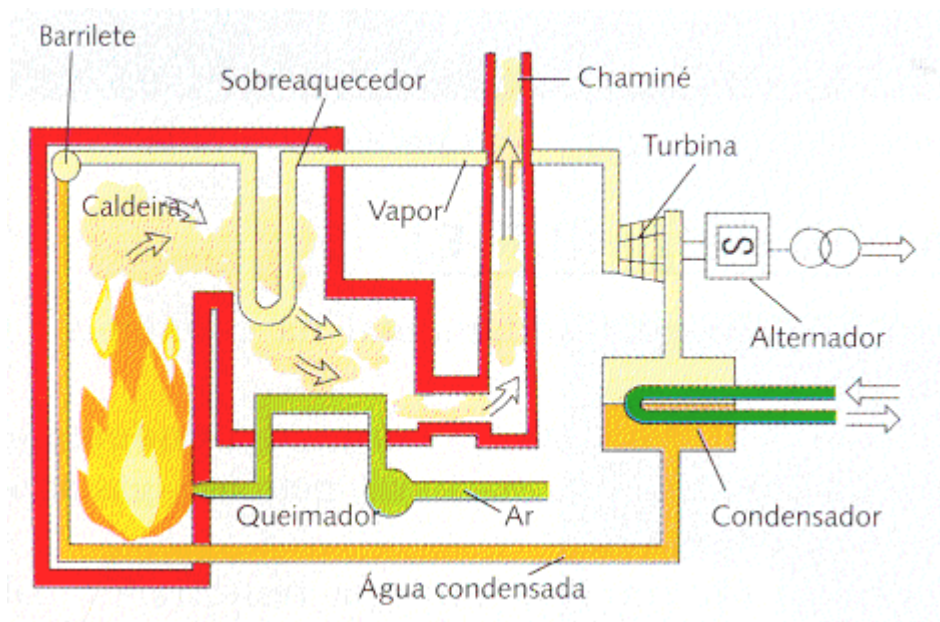


Figura 3: Funcionamento de uma central termoelétrica (Évora e Morais, 2011).

Devido à sua abundância, o carvão representa uma fonte de energia com maior percentagem de utilização. No entanto, o seu uso nas centrais termoelétricas tem levantado muitos problemas como fonte de poluição. Diariamente são queimados em todo o mundo milhares de toneladas de carvão. As centrais a carvão são as que produzem maiores quantidades de resíduos sólidos.

Actualmente, as chaminés das centrais têm alturas elevadas e já dispõem de filtros adequados, que retêm uma parte apreciável das partículas sólidas em suspensão. Por outro lado, a altura das chaminés evita a poluição da camada mais baixa da atmosfera, mas faz com que as emissões gasosas lançadas para a atmosfera sejam dispersas até longas distâncias.

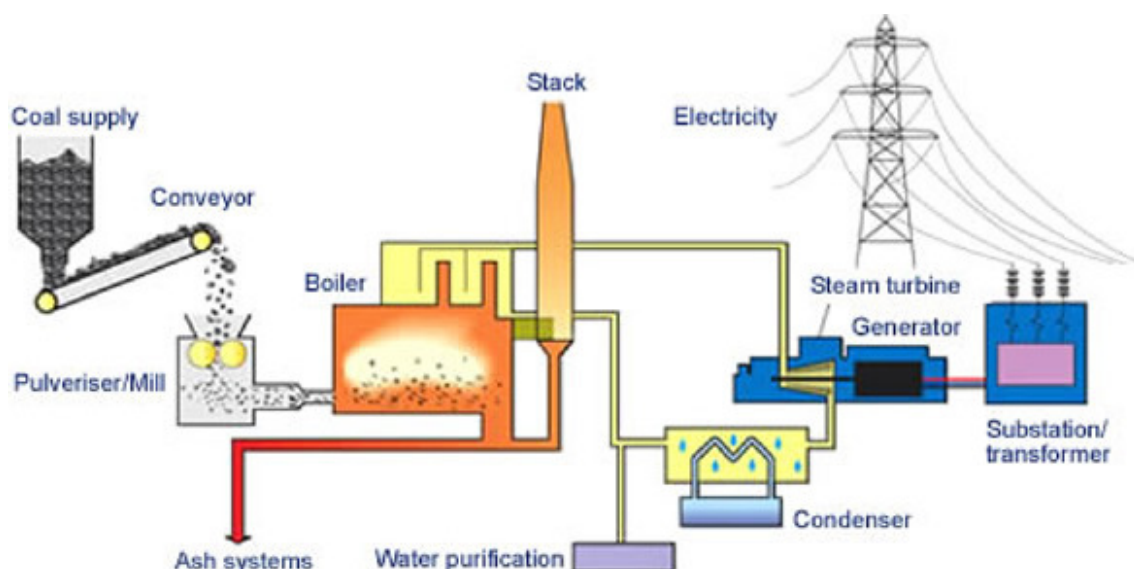


Figura 4: Esquema representativo da produção de energia a partir do carvão (fonte: WCA, 2012).

A primeira etapa do processo de produção de energia a partir do carvão consiste em moer o carvão a um pó fino a fim de assegurar uma combustão completa. Posteriormente é fundido no interior da câmara de combustão a alta temperatura (1400 °C) (Leopold, 2007). A última etapa consiste na remoção de partículas de poeiras nos gases resultantes da combustão em que um precipitador electrostático acoplado no interior de chaminé, é usado para filtrar as partículas de poeiras existente nos gases de combustão sendo posteriormente expelidos para a atmosfera.

Nos últimos anos têm vindo a ser desenvolvidas algumas tecnologias promissoras capazes de reduzir significativamente as emissões atmosféricas resultantes da combustão do carvão. Estas tecnologias referem-se ao ciclo combinado de gaseificação integrada e combustão em leito fluidizado pressurizado. Actualmente as principais preocupações ambientais associadas à utilização de carvão como combustível incluem as emissões de gases, nomeadamente, óxidos de enxofre (SO_x), óxidos de nitrogénio (NO_x), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂) e material particulado (PM) produzido no processo de combustão (Nelson et al., 2010). Apesar da redução das emissões a nível local e regional de SO_x, NO_x e PM serem importantes, nos últimos anos, a grande preocupação a nível mundial focou-se apenas na implementação de medidas necessárias apenas para manter as emissões de CO₂ num nível aceitável (IEA, 2012). Existem várias medidas de controlo que podem ser eficazes para minimizar

esses impactes, como por exemplo, a instalação de equipamentos específicos de controlo e/ou tendo em consideração a qualidade do carvão.

O consumo de carvão depende da eficiência da combustão, quanto maior for a eficiência da combustão do carvão, menor será o consumo de carvão (MW/h) e menores serão as quantidades de poluentes atmosféricos libertados para o ambiente. Um aumento de 1% de eficiência de uma central a carvão reduz em aproximadamente 2% a 2.5% as emissões dos principais gases e partículas referidos anteriormente.

2.3.3 Cinzas de carvão

O carvão utilizado na queima do combustível produz energia e uma grande quantidade de resíduos sólidos (que contêm em média cerca de 10 a 15% do peso original do carvão) (Zeevaert et al., 2006). Os resíduos sólidos com elevadas concentrações de elementos radioactivos distribuem-se pelas cinzas volantes (85%) e cinzas do fundo (15%) (Zeevaert et al., 2006). As cinzas são assim enriquecidas em elementos inorgânicos, radionuclídeos e metais.

As cinzas de fundo são materiais mais grosseiros recolhidos na parte inferior da caldeira. As cinzas volantes constituem a porção mais fina das cinzas do carvão, sendo constituídas por pequenas partículas esféricas com dimensões que variam entre 0.5 µm e 100 µm, são transportadas a partir da câmara de combustão e arrastadas pelos gases para a atmosfera (Dinis et al., 2013).

Os sistemas de filtração tais como precipitadores electrostáticos e filtros de manga são usados para reter as cinzas volantes, reduzindo a sua libertação na atmosfera. Estes sistemas são muito eficazes podendo atingir uma redução até 99%, sendo que apenas uma pequena fracção de cinzas volantes produzidas, geralmente 2 a 5%, escapa para a atmosfera (Dinis et al., 2013). A composição elementar das cinzas volantes varia de acordo com as suas propriedades físico-químicas e mineralógicas, dependendo do tipo de carvão original, das condições de combustão e do tipo de dispositivo de controlo das emissões (Jala e Goyal, 2006).

Geralmente, nas cinzas resultantes da combustão estão presentes elementos radioactivos como o ^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{228}Ra , ^{222}Rn e ^{220}Rn bem como metais pesados (Zn, Cu, As, Ni, Pb, Cd, Cr, Se, Hg, etc.) (Papastefanou, 2008). Uma das formas

de verificar a eficiência de filtração é através da análise da concentração de actividade dos radionuclídeos nas cinzas, uma vez que, além de permitir testar a eficácia do processo de combustão também permite avaliar os potenciais riscos inerentes do uso das cinzas como material de construção (Charro et al., 2013).

Papastefanou (2009) desenvolveu um trabalho sobre o estudo da radioactividade natural em diferentes regiões da Grécia. Recolheu várias amostras de carvão (linhite) de minas de carvão e cinzas volantes provenientes do precipitador electrostático de uma central termoelétrica, para medir a radioactividade no carvão e nas cinzas volantes. Obteve concentrações de actividade no carvão variáveis de 117 a 399 Bqkg⁻¹ para o ²³⁸U, de 44 a 236 Bqkg⁻¹ para o ²²⁶Ra, de 59 a 205 Bqkg⁻¹ para o ²¹⁰Pb, de 9 a 14 Bq kg⁻¹ para o ²²⁸Ra (²³²Th) e de 59 a 227 Bqkg⁻¹ para o ⁴⁰K.

Por outro lado, a concentração de radionuclídeos naturais medidos nas cinzas volantes apresentou uma variação de 263 a 950 Bqkg⁻¹ para o ²³⁸U, de 142 a 605 Bqkg⁻¹ para o ²²⁶Ra, de 133 a 428 Bqkg⁻¹ para o ²¹⁰Pb, de 27 a 68 Bqkg⁻¹ para o ²²⁸Ra (origem no decaimento do ²³²Th) e de 204 a 382 Bqkg⁻¹ para o ⁴⁰K (Papastefanou, 2009).

Segundo Papastefanou (2009) e Coles et al. (1979) os radionuclídeos naturais presentes nas cinzas são classificados por elementos de grupos (I, II e III) de acordo com o factor de enriquecimento. O factor de enriquecimento é definido como a relação entre a concentração de actividade entre um radionuclídeo presente nas cinzas volantes e a concentração da actividade do ⁴⁰K presente nas cinzas volantes a dividir pela correspondente relação no carvão de entrada ao processo de combustão. Esta relação normaliza o enriquecimento aparente resultante da perda de carbono durante o processo de combustão. O ⁴⁰K é usado na normalização pelo facto de a sua concentração permanecer quase constante em todas as amostras testadas (Cevik et al., 2007).

Os elementos de grupo I incluem os elementos que apresentam pouco ou nenhum enriquecimento nas pequenas partículas das cinzas volantes. Relativamente aos elementos de grupo II, o factor de enriquecimento depende do tamanho das partículas, quanto menor for o tamanho mais elevado é o factor de enriquecimento. Os elementos deste grupo estão associados aos minerais de sulfuretos em que a maior parte é volatilizada durante a combustão e posteriormente condensam nas grandes

áreas específicas de pequenas partículas de cinzas volantes (Paspatefanou, 2009 e Coles et al., 1979).

Os elementos de grupo III têm um factor de enriquecimento superior ao dos elementos do grupo II. O urânio e seus produtos de decaimento encontram-se associados à matriz de carvão (matéria orgânica) enquanto o tório bem como os seus produtos de decaimento e o potássio-40, pertencentes aos elementos do grupo I, estão associados à matriz das cinzas (parte inorgânica) (Paspatefanou, 2009; Coles et al., 1979).

Os resíduos resultantes da queima do carvão são cerca de 3 a 5 vezes mais enriquecidos em radionuclídeos naturais do que o próprio carvão utilizado (Cevik et al., 2007). A concentração da actividade dos elementos radioactivos no carvão é sempre inferior à concentração da actividade nas cinzas, tal facto pode ser explicado através do factor de enriquecimento. O factor de enriquecimento pode variar de 0.60 a 0.76 Bqkg⁻¹ para o ²³⁸U, de 0.69 a 1.07 Bqkg⁻¹ para o ²²⁶Ra, de 0.57 a 0.75 Bqkg⁻¹ para o ²¹⁰Pb, de 0.86 a 1.11 Bqkg⁻¹ para o ²²⁸Ra (²³²Th) e de 0.95 a 1.10 Bqkg⁻¹ para o ⁴⁰K (Paspatefanou, 2009). O factor de enriquecimento está relacionado com a temperatura de combustão e com o tamanho das partículas. O aumento de temperatura de combustão e a diminuição do tamanho das partículas faz aumentar o factor de enriquecimento na fração de cinzas volantes.

A concentração de radionuclídeos nas cinzas libertadas para a atmosfera depende principalmente do tipo de carvão, do funcionamento da central e da eficácia dos sistemas na eliminação de gases e partículas formados durante o processo de combustão (Carvalho, 2007). Estes dois últimos factores vão condicionar, em particular, a libertação de partículas finas na atmosfera, que são as mais preocupantes. A altura da chaminé vai influenciar, principalmente o padrão de dispersão das partículas no ambiente: quanto menor for a altura da chaminé maior é a acumulação de partículas na camada mais baixa de atmosfera, consequentemente mais elevado é o risco para os potenciais receptores.

As cinzas resultantes da combustão do carvão podem ser usadas na indústria da cerâmica, em substituição do cimento no fabrico de betão e outros materiais de construção, bem como em outras potenciais aplicações, com as consequentes

implicações no aumento da dose de radiação (Carvalho, 2007). Aproximadamente 5% do total das cinzas produzidas nas centrais termoelétricas a carvão são utilizadas como substituto de cimento na construção das casas.

De acordo com Cevik et al. (2007) para avaliar o risco radiológico decorrente do uso do carvão e das cinzas volantes é necessário determinar a actividade equivalente em rádio, a taxa de dose absorvida no ar, a dose efectiva anual e o índice de perigo externo. Para o carvão, os valores obtidos por Cevik et al. (2007) para os parâmetros referidos anteriormente foram os seguintes: 39.04 Bqkg^{-1} , 18.70 nGyh^{-1} , $22.62 \text{ } \mu\text{Sv/a}$ e 0.11, respectivamente. Para as cinzas volantes os valores obtidos para os mesmos parâmetros foram: 238.92 Bqkg^{-1} , 108.75 nGyh^{-1} , $133.37 \text{ } \mu\text{Sv/a}$ e 0.65, respectivamente.

2.3.4 Matéria particulada respirável

O material particulado (PM) é uma mistura complexa de partículas sólidas e gotículas de líquidos que podem ter um impacto significativo no ambiente e na saúde humana (Lee, 2010). Os efeitos adversos deste material particulado na saúde estão associados com os constituintes físicos e químicos das partículas. As propriedades físicas (tamanho e densidade) determinam a sua capacidade de penetrar profundamente nos pulmões após a inalação e as propriedades químicas determinam o tipo e grau do impacto que terá sobre o tecido pulmonar (Goodarzi, 2006). Estas partículas inaláveis, presentes no ar atmosférico, são consideradas partículas resistentes que permanecem no ar ambiente por muito tempo.

As chaminés das centrais termoelétricas libertam na atmosfera partículas com diferente e variada granulometria, sendo as que têm maior impacto na saúde humana as partículas de diâmetro aerodinâmico inferior a $2.5 \text{ } \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2.5}$) bem como as inferiores a $10 \text{ } \mu\text{m}$ (PM_{10}) (Goodarzi, 2006; Yao et al., 2009), consideradas como uma das possíveis causas de doenças cardiovasculares e respiratórias.

O perigo de exposição às PM_{10} está principalmente relacionado com o agravamento de doenças respiratórias (asma) enquanto a exposição às $\text{PM}_{2.5}$ está associada com o aumento de doenças cardíacas e pulmonares (Burt et al., 2013). Também a exposição a longo prazo de $\text{PM}_{2.5}$ está relacionada com o desenvolvimento de cancro do pulmão (Burt et al., 2013).

As $PM_{2.5}$ passam nos sistemas de filtração das partículas e são dispersas no ambiente; devido à sua densidade podem permanecer em suspensão por um longo período de tempo, atingindo longas distâncias. Desta forma, podem ter um impacto espacial maior quando comparadas com as partículas de diâmetro aerodinâmico inferior a $10\text{ }\mu\text{m}$ (Goodarzi e Sanei, 2009).

As partículas de tamanho inferior a $10\text{ }\mu\text{m}$ (PM_{10}) constituem a principal fracção dos aerossóis (que tem por definição: uma mistura de partículas sólidas e/ou líquidas em suspensão no ar), que escapam através dos sistemas de filtração de uma central termoeléctrica a carvão (Jayasekher, 2009).

2.4 Impacte da libertação no ambiente dos TENORM produzidos na combustão

A central termoeléctrica de Cayirhan (Ankara, Turquia) foi objecto de um estudo radiológico. A concentração da actividade dos radionuclídeos naturais foi avaliada no carvão, nas cinzas, nas escórias, em amostras de solo até 4 km a sul da central termoeléctrica e em amostras de solo nas proximidades da central. As amostras recolhidas foram moídas, crivadas (malha de 2 mm), seladas e armazenadas durante cerca de trinta dias para atingir o equilíbrio radioactivo. As medições de radiação gama foram feitas por espectrometria de radiação gama com um detector de Germânio (HPGe, Canberra). Além do ^{40}K foram identificados os radionuclídeos das séries de decaimento do ^{226}Ra (^{214}Bi e ^{214}Pb) e do ^{232}Th (^{208}Tl e ^{228}Ac). A concentração da actividade destes radionuclídeos no carvão foi comparada com a concentração da actividade nas cinzas volantes, sendo que nas cinzas volantes a concentração foi superior à do carvão. A concentração nas amostras de solo (a 4 km a sul da central) foi comparada com as amostras de solo recolhidas nas proximidades da central. Para avaliar o risco radiológico da utilização do carvão, das cinzas volantes, das escórias e do solo (para cultivo) foram calculados os parâmetros indicadores deste risco por exposição externa: a actividade equivalente em rádio, o índice de perigo externo, a taxa de dose absorvida no ar e a dose efectiva anual. Os resultados obtidos mostram que os valores médios da actividade equivalente em rádio, da taxa de dose absorvida no ar, da dose efectiva anual e do índice de perigo externo para as amostras em estudo (123.9 Bqkg^{-1} , 58.90 nGyh^{-1} , $71.99\text{ }\mu\text{Sv/a}$

e 0.34, respectivamente) não excederam os valores limites recomendados pelo UNSCEAR (Cevik et al., 2007).

Bhangare et al. (2014) realizou um estudo na Índia sobre a distribuição da radioactividade natural no carvão e de resíduos de combustão de centrais térmicas. Este estudo foi feito na envolvente de seis centrais termoeléctricas a carvão. As amostras de carvão foram recolhidas no alimentador de carvão e posteriormente homogeneizadas. As amostras de cinzas volantes e de cinzas de fundo também foram recolhidas (dez amostras de cada instalação considerada no estudo). As amostras de carvão foram secas, moídas, seladas em recipientes próprios e armazenadas durante um mês para alcançar o equilíbrio radioactivo e posteriormente sujeitas a análise por espectrometria de radiação gama. As concentrações da actividade em ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K foram medidas nas amostras de carvão, nas cinzas volantes e nas cinzas de fundo das seis centrais em estudo e posteriormente comparadas entre si. Foi calculado o índice da actividade equivalente em rádio, a taxa de dose absorvida no ar, a dose efectiva anual e o índice de perigo externo para avaliar o risco radiológico com origem na exposição às cinzas volantes. Os valores obtidos para actividade equivalente em rádio variaram de 93.1 Bqkg^{-1} a 299.9 Bqkg^{-1} , com um valor médio de $188.9 \pm 78.53 \text{ Bqkg}^{-1}$. Para a taxa de dose absorvida no ar os valores obtidos variaram de 42.23 nGyh^{-1} a 132.73 nGyh^{-1} , com um valor médio de $83.9 \pm 34.17 \text{ nGyh}^{-1}$, e os valores de dose efectiva anual variaram entre 0.05 mSv/a e 0.16 mSv/a , com um valor médio de $0.10 \pm 0.22 \text{ mSv/a}$. Os valores do índice do perigo externo, variaram entre 0.25 e 0.81, com um valor médio de 0.51 ± 0.041 . Verificou-se que os valores obtidos para a actividade equivalente em rádio e para o índice de perigo externo estão dentro dos limites recomendados: 370 Bqkg^{-1} e 1, respectivamente (Bhangare et al., 2014).

Segundo Bhangare et al. (2014), os factores que mais contribuem para o aumento da actividade equivalente em rádio e o índice de perigo externo são as concentrações da actividade em ^{232}Th e ^{226}Ra , principalmente quando as cinzas são utilizadas como aditivos em materiais de construção.

Na China, o carvão é amplamente utilizado como combustível nas centrais térmicas para a produção de electricidade, mas existe pouca informação acerca do impacto da radioactividade ambiental. Em 2010 foi desenvolvido um estudo sobre a

radioactividade natural e a avaliação de risco associado aos potenciais perigos radiológicos na envolvente de uma central termoelétrica a carvão em Baoji (China Central) (Lu et al., 2010). Foram recolhidas 34 amostras de solo na área envolvente da central. As amostras foram submetidas ao procedimento padrão: moagem, crivagem, secagem em estufa durante 24 horas e selagem para posterior armazenamento durante 30 dias para atingir o equilíbrio radioactivo. Para identificar e quantificar os radionuclídeos presentes nas amostras de solo foi usado um detector de iodeto de sódio. Os valores obtidos para as concentrações da actividade dos radionuclídeos naturais foram os seguintes: $40.3 \pm 3.5 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{226}Ra , $59.6 \pm 3.1 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{232}Th e $751.2 \pm 12.4 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{40}K . Para avaliar o risco associado à eventual exposição de TENORM foi determinada a actividade equivalente em rádio, a taxa de dose absorvida no ar, a dose efectiva externa anual e os índices de perigo externo e interno. O valor médio da actividade equivalente em rádio foi de $182.9 \pm 7.6 \text{ Bqkg}^{-1}$. A taxa média de dose absorvida no ar foi aproximadamente de $86.6 \pm 3.4 \text{ nGyh}^{-1}$ e a dose efectiva externa anual foi em média $0.106 \pm 0.004 \text{ mSv}$. A média calculada para o índice de perigo externo e interno foi de 0.49 ± 0.02 e 0.60 ± 0.03 respectivamente. Os valores obtidos foram comparados com outros estudos (Chen et al., 1994; Wang, 2002; UNSCEAR, 2000) e verificou-se que os resultados obtidos em Baoji são superiores aos resultados obtidos nesses estudos. No caso de Baoji conclui-se que a utilização do carvão nas centrais termoelétricas tem efectivamente originado um aumento da radioactividade natural no ambiente envolvente (Lu et al., 2010).

A queima do carvão continua ainda a desempenhar um papel crucial na produção de energia eléctrica em todo o mundo (cerca de 40%), principalmente na Índia, China e Brasil enquanto em outros países, como é o caso da Espanha, constitui apenas uma pequena fracção da produção total de energia eléctrica (cerca de 20%). Em Espanha, são extraídos cerca de meio milhão de toneladas de carvão anualmente (Charro et al., 2013).

Num estudo recente (Charro et al., 2013) realizado em Velilla del Río Carrión (Espanha) os valores obtidos para os radionuclídeos presentes nas 77 amostras de solo recolhidas na envolvente de uma central termoelétrica apresentaram concentrações muito variáveis de radionuclídeos naturais: 11 - 50 Bqkg^{-1} para o ^{238}U ; 14 - 67 Bqkg^{-1} para o ^{226}Ra ; 15 - 68 Bqkg^{-1} para o ^{232}Th ; 29 - 380 Bqkg^{-1} para o ^{210}Pb ; 17 - 78 Bqkg^{-1} para o

^{224}Ra e $97 - 790 \text{ Bqkg}^{-1}$ para o ^{40}K . A taxa de dose absorvida no ar variou de 18 a 88 nGyh^{-1} , com uma média de $58 \pm 18 \text{ nGyh}^{-1}$ e a média para a dose externa efectiva anual foi de $71 \pm 22 \mu\text{Sv}$. A partir dos resultados obtidos, suportados estatisticamente, os autores deste estudo concluíram que a central termoeléctrica não apresenta qualquer influência sobre o fundo natural radioactivo local.

CAPÍTULO 3

MATERIAS RADIOACTIVOS

3.1 Considerações gerais

O conceito de radioactividade natural tecnologicamente enriquecida foi introduzido nos meados dos anos 70. Representa a exposição a fontes naturais de radiação que não existiria na ausência da actividade tecnológica produtora (Gur e Yaprak, 2010).

Tecnologicamente enriquecido significa que as propriedades radiológicas, físicas e químicas do material radioactivo foram alteradas durante a extracção, processamento, ou beneficiação, aumentando a concentração dos elementos radioactivos naturais (EPA, 2006). A exposição ocorre sempre que o receptor entra em contacto com estes materiais gerados durante o processo industrial. As vias de exposição a ter em conta envolvendo este tipo de exposição incluem a exposição externa à radiação gama e a exposição interna através de inalação e da ingestão.

3.2 TENORM

Os radionuclídeos concentrados e libertados por indústrias que contém TENORM estão associados a diversos problemas ambientais. Durante uma actividade industrial os radionuclídeos podem ser libertados no ambiente na forma de partículas, gases ou aerossóis, na forma de lama aquosa ou ainda como resíduos sólidos. Os radionuclídeos específicos presentes nos TENORM incluem os radionuclídeos das séries naturais de decaimento do ^{238}U e do ^{232}Th , bem como o ^{40}K . Estes radionuclídeos são radioisótopos com elevado número atómico e número de massa e com vários elementos radioactivos nas suas cadeias de decaimento.

Alguns estudos desenvolvidos nos últimos anos revelaram que certos materiais usados e produzidos em determinados sectores industriais contêm elevados níveis de NORM ou NORM enriquecidos. A maioria das indústrias dos EUA utilizam materiais NORM e TENORM não estando a sua utilização devidamente regulamentada e/ou legalmente enquadrada. Não existe uma regulamentação uniforme envolvendo a utilização de NORM ou TENORM sendo a regulamentação existente diferente de estado para estado. As actividades industriais que manuseiam ou produzem este tipo de materiais raramente são licenciadas, além de que existe pouca informação sobre a exposição dos trabalhadores envolvidos nestas actividades industriais (ASTSWMO, 2011). Em Portugal ainda não existe nenhum regulamento de licenciamento que envolva NORM ou TENORM. Em 1996, a Directiva Comunitária 96/29/EURATOM de 13 de Maio veio introduzir a necessidade de avaliar a exposição à radiação com origem em fontes de radiação naturais nas quais se incluem os materiais NORM E TENORM (Carvalho, 2007).

Os processos industriais a que estes materiais são submetidos podem aumentar a concentração dos elementos radioactivos e consequentemente a exposição dos trabalhadores bem como os indivíduos da população em geral.

A dose de radiação a que a população humana está exposta resultante de TENORM é em grande parte originada pelos isótopos de rádio. O ^{226}Ra e o ^{228}Ra são responsáveis pelo aumento da taxa de dose externa por exposição à radiação gama. Por outro lado, a exposição interna através da ingestão e da inalação dos radionuclídeos e dos produtos de decaimento do urânio e do tório (como é o caso do ^{222}Rn), podem ter efeitos nefastos para a saúde. O radão, gerado a partir de decaimento do rádio, é certamente o radionuclídeo mais importante que faz parte da composição dos TENORM pelo facto de ser libertado em quantidades variáveis durante alguns processos industriais como acontece, por exemplo, na extracção de petróleo ou de gás natural, nas operações de mineração ou ainda na extracção de fosfatos e produção de cimento.

Os principais sectores industriais com operações que envolvem NORM ou TENORM são as centrais energéticas a carvão, a extração mineral (fosfatos, urânio, petróleo e gás etc.), tratamento de água, materiais de construção, entre outros (WNA, 2014). As diferenças entre estes tipos de indústrias, bem como o tipo de processo

envolvido, o tipo de material utilizado, as condições de trabalho e os radionuclídeos envolvidos, são tidos em conta quando se pretende avaliar o potencial grau de exposição.

Seguidamente são apresentados, sumariamente, as condições em que pode ocorrer o aumento da concentração de radionuclídeos de ocorrências natural e a consequente exposição.

3.2.1 Sectores industriais associados a TENORM

3.2.1.1 Centrais termoeléctricas a carvão

O carvão, como a maioria dos materiais encontrados na natureza, contém radionuclídeos de ocorrência natural. Desta forma, a sua combustão pode resultar na libertação para o meio ambiente de alguns elementos radioactivos naturais bem como uma redistribuição desses elementos na superfície de solo, particularmente nas proximidades da fonte emissora.

Na combustão do carvão os radionuclídeos podem ser concentrados nas cinzas, volatilizados e libertados conjuntamente com os gases condensando-se nas partículas de cinzas volantes. A partir deste processo, as cinzas volantes tornam-se enriquecidas em alguns radionuclídeos (principalmente em ^{222}Rn , ^{210}Pb e ^{210}Po). Estes radionuclídeos, no estado físico em que se encontram (vapor), não podem ser filtrados no sistema de recuperação de cinzas. As partículas que escapam do sistema de filtração tem tendência a associar-se a estes radionuclídeos voláteis, aumentando a concentração da actividade à medida que o tamanho das partículas diminui. Os aerossóis, em termos radiológicos, são relativamente relevantes uma vez que o tamanho das partículas libertadas encontra-se abaixo de 10 μm penetrando facilmente no sistema pulmonar quando inaladas (Leopold, 2007).

Os radionuclídeos libertados depositam-se nos solos da região envolvente da fonte emissora, podendo aumentar a radioactividade no ambiente a longo prazo (Carvalho, 2007). A maior preocupação no enriquecimento tecnológico da radioactividade natural do carvão é o aumento do nível do fundo radioactivo natural do local onde estes materiais são ambientalmente libertados, dispersos e depositados.

3.2.1.2 Extração mineral

a) Extração de urânio

A mineração e processamento de minérios para a produção de metais geram uma grande quantidade de resíduos sólidos e líquidos. Alguns desses resíduos contêm concentrações elevadas de TENORM isto porque a extração e o processamento de minérios alteram as condições originais (físicas-químicas) desses materiais.

O aumento da radioactividade natural em resíduos sólidos da mineração, efluentes líquidos e emissões gasosas, e também em produtos e subprodutos que venham a ser usados por outros sectores industriais, pode resultar num aumento da exposição pelos trabalhadores bem como pela população em geral.

b) Extração de fosfatos

Na indústria dos fertilizantes fosfatados, a principal fonte de matéria-prima são os minérios apatíticos. A rocha de fosfato contém fosforito, uma forma de apatita mineral com urânio. A rocha fosfática é extraída para a produção de ácido fosfórico sendo a grande parte utilizada como adubo agrícola.

Nas rochas, os elementos das séries radioactivas naturais encontram-se em equilíbrio que é quebrado após o seu processamento; os radionuclídeos presentes são separados, passando a comportar-se de acordo com as suas propriedades físico-químicas e semi-vida específica. Assim, os radionuclídeos migram de acordo com sua solubilidade sendo que os isótopos do rádio e do tório, assim como o ^{210}Pb e o ^{210}Po concentram-se no fosfogesso.

O fosfogesso é constituído principalmente por uma mistura de gesso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), sílica (SiO_2) e anidrita (mineral composto de sulfato de cálcio, CaSO_4) e podem conter elevados níveis de impurezas. Estas impurezas podem estar na origem do acréscimo da radioactividade natural do fosfogesso (Melo e Silva, 2013). O fosfogesso também contém na sua composição quantidades apreciáveis de urânio e dos seus produtos de decaimento, como ^{226}Ra , que se encontra em altas concentrações nos minérios de fosfato. Além do rádio, o radão também pode estar presente em altas concentrações (EPA, 2012); cerca de 80 a 100% do rádio contido na rocha fosfática é

transportado para o gesso, enquanto cerca de 70% do urânio e tório permanecem no ácido fosfórico.

Muitas vezes, os fertilizantes fosfatados utilizados na agricultura estão associados ao aumento da radiação no solo, devido à introdução de radionuclídeos presentes nos fertilizantes tais como, ^{40}K , ^{226}Ra e ^{228}Ra . A utilização generalizada e contínua dos adubos fosfatados pode eventualmente, resultar num aumento mensurável dos níveis de radiação de fundo. A maior preocupação na produção de fertilizantes centra-se nos resíduos produzidos, principalmente nos subprodutos gerados durante o processamento.

Alguns factos históricos relatam que as grandes quantidades de ^{210}Pb , ^{210}Po e ^{226}Ra presentes na água do mar estavam relacionados com o processamento de fosfatos. Este cenário só deixou de ser um problema em 1993, quando foi implementada a convenção de Londres proibindo a descarga no mar dos produtos deste e de outros processos que envolvessem elementos radioactivos ou TENORM e recomendando o armazenamento dos resíduos de fosfato em pilhas de fosfogesso (Vearrier et al., 2009).

c) Extração de petróleo e gás

Os radionuclídeos naturais estão também associados ao petróleo e ao gás natural. Tais radionuclídeos podem concentrar-se nos depósitos calcários que se formam nos tubos de exploração, e no momento de extração, estes são extraídos conjuntamente com o petróleo originando a exposição a doses elevadas de radiação para os trabalhadores durante o manuseamento e descargas de resíduos para o meio ambiente, com elevadas concentrações de elementos radioactivos (Carvalho, 2007).

Alguns compostos de rádio existentes no subsolo são ligeiramente solúveis. Em certas condições, o sulfato de bário (BaSO_4) e o sulfato de cálcio (CaSO_4) precipitam na presença dos isótopos de ^{226}Ra e ^{228}Ra (com propriedades químicas semelhantes ao de sulfato de bário e cálcio), ambos reactivos (Biodieselbr, 2012). O precipitado formado, ou mesmo as lamas podem acumular-se e obstruir a tubaria devendo ser removidas e depositadas com todas as precauções de forma a evitar a exposição.

3.2.1.3 Tratamento de água

A água extraída de um poço pode conter quantidades variáveis de radioactividade de ocorrência natural. Alguns sistemas de abastecimento de água, particularmente aqueles que utilizam fontes subterrâneas podem conter elementos radioactivos devido à sua presença nas reservas naturais de água ou aquíferos.

No tratamento de água, os filtros ou os processos físicos e químicos usados para remover impurezas, em contacto com a água, podem gerar resíduos radioactivos, mesmo se o sistema adaptado para o tratamento da água não tiver por objectivo remover os radionuclídeos nos efluentes residuais. Estes resíduos também podem conter na sua constituição cloreto férrico residual, carvão activado granular, resinas de permuta iónica, água de lavagem do filtro etc. (ASTSWMO, 2011).

3.3 Enquadramento legal da exposição às radiações

A União Europeia publicou a primeira Directiva relativa à protecção radiológica em 1959, que estabelece normas de base para a protecção de trabalhadores e do público na Comunidade Europeia contra os perigos resultante da radiação ionizante. O risco radiológico com origem na radioactividade natural foi publicado pela primeira vez na Directiva 96/29/EURATOM. Antes da Directiva 84/467/EURATOM ser adoptada foram feitas várias revisões entre 1959 e 1984 de acordo com as recomendações publicadas pelo ICRP em 1990 (Janzekovic, 2006). Posteriormente entrou em vigor a Directiva 96/29/EURATOM do Conselho da EU, que revoga as directivas anteriores e define uma série de requisitos específicos relativos à utilização segura das fontes de radiação e exposição pública e ocupacional. As directivas anteriores definem as medidas necessárias à protecção contra as radiações dos indivíduos submetidos a exames e tratamento e determina também as regras comunitárias importantes na troca de informações em caso de emergência radiológica.

Adicionalmente, esta Directiva veio definir os níveis máximos tolerados de dose e ainda estabelecer medidas de protecção para os trabalhadores bem como o controlo e fiscalização da transferência de substâncias radioactivas dentro e entre os Estados-membros (96/29/EURATOM, 1996).

A Directiva 96/29/EURATOM declarou ainda que os requisitos estabelecidos aplicam-se às actividades laborais, em que a presença de fontes de radiação pode aumentar a exposição dos trabalhadores ou público em geral, o que não pode ser ignorado de ponto de vista da protecção contra radiações, e ainda que cada Estado-membro deve identificar as actividades produtoras ou fontes que possam constituir perigo (Michalik, 2009). A Directiva define ainda as doses máximas toleradas, compatíveis com a margem de segurança, os níveis máximos exigidos de exposição e contaminação radiológica e principais princípios de vigilância médica dos trabalhadores expostos. Para assegurar que os requisitos estabelecidos sejam cumpridos, é exigido aos Estados membros um regime de declaração ou autorização prévia ou de proibição de certas práticas que mais tarde possam causar danos. No caso de uma eventual ocorrência, os Estados membros devem cooperar entre si e com países terceiros, para conjuntamente procurar forma de minimizar ou facilitar a gestão desses danos (96/29/EURATOM, 1996).

Mais tarde, na mesma Directiva, foram incluídas nos artigos 40 e 41 medidas precisas de protecção radiológica adequadas às indústrias que processam materiais com NORM e/ou que produzem subprodutos ou resíduos que contêm NORM (Carvalho, 2007).

A implementação do artigo VII da Directiva 96/29/EURATOM obriga os Estados Membros a identificar os sectores industriais onde a exposição à radiação ionizante de origem natural pode ser significativa caso não sejam adoptadas medidas de protecção, em particular (IAEA, 2004):

- a) Actividades causadoras de exposição à radiação alfa e gama, radão e seus descendentes;
- b) Sectores industriais relacionados com a exploração, processamento e armazenamento de substâncias que contêm na sua constituição radionuclídeos naturais que podem representar um risco significativo de exposição;
- c) Processamento de materiais que geram resíduos com radionuclídeos naturais que podem representar risco ou perigo para os trabalhadores e público em geral;

- d) Exposição da tripulação aérea à radiação cósmica. No caso de identificação do perigo ou potencial radiológico, o Estado membro tem obrigação de monitorizá-lo da melhor forma possível.

Segundo a IAEA, a Directiva é flexível em termos da interpretação do risco de radiação resultante da exposição aos NORM, isto é, um dos principais critérios utilizados na estimativa do risco depende da eficácia e dos resultados mensuráveis, que por sua vez, depende dos recursos financeiros do país.

Os resultados obtidos pelos estudos realizados sobre os radionuclídeos presentes em resíduos de várias indústrias, obrigou alguns Estados a tomarem a iniciativa de controlo de descargas de resíduos de NORM e a adoptarem limites de dose e requisitos precisos para a emissão de autorização das descargas de resíduos contendo estes materiais bem como a respectiva monitorização (Carvalho, 2007).

A Directiva 2013/59/EURATOM do conselho de 5 de Dezembro de 2013, fixa o mesmo objectivo que a Directiva 96/29/EURATOM e ainda revoga as Directivas 89/618/EURATOM, 90/641/EURATOM, 96/29/EURATOM, 97/43/EURATOM e 2003/122/EURATOM. A mais recente Directiva acrescenta que os sectores industriais que processam materiais radioactivos naturais deverão ser geridos no mesmo quadro regulamentar que as restantes práticas com materiais radioactivos de origem não natural, e estabelece ainda os níveis nacionais de referência para a concentração de radão no interior dos edifícios e a exposição exterior à radiação gama emitida a partir de materiais de construção. Estes materiais deverão ser considerados produtos de construção e comercializados de acordo com estabelecido pelo regulamento Europeu (EU) Nº 305/2011. Sempre que o nível de concentração do radão exceder o valor nacional de referência, os Estados membros deverão informar a Comissão Europeia a fim de serem tomadas medidas adequadas para a redução da concentração.

CAPÍTULO 4

AVALIAÇÃO DE RISCO E DE DOSE

4.1. Considerações gerais

A avaliação do risco é uma ferramenta segundo o qual os riscos associados aos perigos inerentes envolvidos em processos ou situações são estimados, quer quantitativa quer qualitativamente. É um processo que permite classificar o risco associado a uma actividade.

Em geral, o processo de avaliação de risco envolve a identificação do agente tóxico, a avaliação da exposição descrevendo o transporte, a transferência e transformação dos contaminantes, a avaliação da toxicidade fornecendo a relação entre a magnitude da exposição e os efeitos adversos através da identificação das relações dose-resposta e, por último, a caracterização do risco, que quantifica a incidência do impacto adverso em uma dada população.

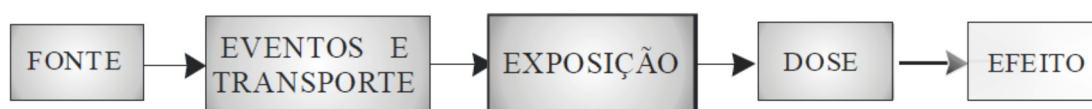


Figura 5: Processo esquemático de avaliação de risco (Pontedeiro, 2006).

A Toxicologia é a ciência que estuda os efeitos adversos originados pela exposição dos organismos vivos aos compostos químicos. É uma disciplina que incorpora várias ciências básicas entre as quais a farmacologia, a bioquímica, a biologia molecular e a epidemiologia. Uma vez que é um composto de várias disciplinas, a toxicologia não é uma ciência exacta, tal como a física ou a química. A toxicologia fundamenta-se essencialmente na extrapolação de informação obtida a partir de estudos feitos em animais, o que acarreta um elevado grau de incerteza.

A avaliação da toxicidade é extremamente difícil, uma vez que envolve, além de um grande número de efeitos adversos, considerações sobre a influência do tempo de

exposição sobre a toxicidade. Adicionalmente, uma dose de determinado material pode causar um tipo de efeito quando administrada de uma só vez, enquanto a mesma quantidade administrada em pequenas doses ao longo do tempo pode causar um efeito diferente ou até mesmo nenhum efeito.

O risco é a probabilidade de ocorrência de um dano ou de uma perda. Quando o risco resultante é mensurável este pode ser calculado multiplicando a probabilidade de ocorrência de uma acção pela severidade da consequência dessa acção. Por vezes, a severidade não é quantificável e o risco é definido simplesmente como a probabilidade de ocorrência de uma acção. Neste caso, o risco é definido como a probabilidade da sua ocorrência.

Em geral, podem ser usados dois tipos de modelos na avaliação de risco associada à exposição a poluentes ambientais: o modelo dose-resposta linear e o modelo efeito ou dose limiar. Uma relação dose-resposta é uma função em que se relaciona a incidência ou a frequência do efeito final de uma acção tóxica (por exemplo, proporção de animais com um tumor, ou taxa de mortalidade desses mesmos animais) com a dose administrada. O modelo de dose limiar é usado para definir um nível tóxico limiar para um efeito adverso em particular.

Uma avaliação de risco adequada inclui, entre outros aspectos, a garantia de que todos os riscos relevantes são tidos em consideração (não apenas os mais imediatos ou óbvios), a verificação da eficácia das medidas de segurança adoptadas, o registo dos resultados da avaliação e a revisão da avaliação a intervalos regulares, para que esta se mantenha actualizada.

4.2 Metodologia de avaliação do risco

A avaliação do risco, apesar do elevado grau de incerteza que incorpora, fornece a única ferramenta cientificamente fundamentada para a tomada de decisões no processo de gestão do risco devendo ser utilizada nas decisões importantes como é o caso da reabilitação de locais contaminados. As fases metodológicas fundamentais na avaliação do risco são as seguintes (Fiúza, 2009):

- a) Identificação das fontes primárias; determinação das concentrações dos contaminantes relevantes no local, após triagem prévia e determinação da sua variabilidade espacial e temporal (quando necessário).
- b) Identificação das fontes secundárias, concentrações e variabilidade espacial.
- c) Determinação da dispersão ambiental dos contaminantes utilizando modelos quantitativos e/ou conceptuais e determinação das concentrações em cada compartimento relevante.
- d) Identificação da população exposta verificando se existem grupos especiais de risco. Caracterização do contacto da população, ou de grupos desta, com os compartimentos ambientais.
- e) Utilização de cenários de exposição da população a cada um dos compartimentos ambientais seleccionados.
- f) Avaliação da exposição conjugando o cenário de exposição e as concentrações compartimentais e determinação das doses resultantes para cada via de exposição.
- g) Avaliação da toxicidade (utilizando dados toxicológicos e eventualmente ecotoxicológicos) e avaliação das doses determinadas.
- h) Caracterização do risco utilizando valores médios, mapas de risco (distribuição espacial do risco) ou métodos estatísticos como as distribuições estatísticas de risco geradas pelos métodos de simulação de Monte Carlo.

A análise de risco exige um levantamento dos elementos radioactivos/ou tóxicos presentes no local e a determinação da sua distribuição espacial, além da compreensão dos mecanismos segundo os quais os contaminantes se podem mobilizar de um local para outro.

4.3 Trajectórias de exposição

O percurso de um agente desde a sua libertação até ao contacto com o organismo denomina-se trajectória de exposição. O modo como um contaminante pode penetrar no organismo é designado por via de exposição. Há três vias de exposição

principais através das quais os contaminantes podem penetrar num organismo (Fiúza, 2009): ingestão; inalação e contacto dérmico.

Qualquer parte do corpo dos mamíferos encontra-se coberto por uma camada de células epiteliais (tecido membranoso) de tal modo que qualquer que seja a via de exposição (ingestão, inalação ou contacto dérmico) o contaminante tem de atravessar uma barreira para entrar no sistema sanguíneo. No caso da ingestão, o contaminante tem de atravessar a membrana mucosa que reveste todo o tracto gastrointestinal; se inalado deve atravessar a barreira de células que protegem os alvéolos pulmonares e no caso da exposição dérmica deve atravessar as camadas estratificadas de tecido epitelial.

As substâncias tóxicas podem manifestar afinidade para vários tipos de tecido celular podendo originar a sua acumulação em outros locais que não o órgão alvo, sendo libertados progressivamente durante intervalos de tempo longos. É o chamado armazenamento que tipicamente ocorre sem qualquer efeito adverso no órgão onde se concentra. Quando um contaminante atinge um órgão pode ocorrer a transformação, mas a toxicidade da substância não é necessariamente reduzida. A eliminação pode ocorrer quer na forma directa, quer na forma de metabolitos. O efeito de um composto tóxico pode ser totalmente diferente consoante a via de exposição.

4.4 Avaliação da exposição

A avaliação da exposição é uma avaliação quantitativa ou qualitativa que descreve a intensidade, a frequência e a duração do contacto entre o agente e a superfície externa do corpo humano. Na avaliação da exposição deve ter-se em consideração a fonte de contaminação, os mecanismos de libertação e de transporte, a exposição do meio e a recepção, a identificação da população potencialmente exposta, os cenários de exposição e determinação das doses para cada via de exposição. Nesta avaliação há ainda que considerar as vias de transferência dos contaminantes. Estas incluem a análise dos seguintes aspectos (Fiúza, 2009):

- a) Fontes:** existem três tipos de fontes de contaminação: fontes primárias, secundárias e terciárias. A contaminação pelas fontes secundárias e terciárias pode resultar da libertação da fonte primária. A fonte de contaminação primária além de ter origem em processos naturais também pode derivar da actividade

humana como é o caso do armazenamento e uso de fertilizantes, a deposição de resíduos sólidos, o solo contaminado, etc.

- b) Mecanismos de libertação:** um mecanismo de libertação é o processo através do qual o agente e os seus constituintes tóxicos são libertados ou induzidos a deixar a fonte de contaminação. Os mecanismos físicos e químicos podem influenciar o mecanismo de libertação. Os principais processos de libertação que ocorrem com frequência são a lixiviação, a volatilização e a suspensão.
- c) Mecanismos de transporte ou vectores dispersivos:** os processos de transporte dos contaminantes envolvem o movimento pelos processos de advecção, de dispersão mecânica e de difusão. Os contaminantes solúveis na água são transportados pelo movimento da massa de água. Este método de transporte denomina-se advecção. A água flui apenas através dos poros. O percurso muda de direcção milhões de vezes rodeando as partículas sólidas. O resultado é a mistura da solução transportada que se designa por dispersão mecânica, ou dispersão hidráulica ou simplesmente dispersão. O efeito mais importante da dispersão é a espalhamento do contaminante em outras direcções que não apenas a direcção principal de escoamento. Os contaminantes também se movem como consequência do seu potencial químico. O movimento dá-se quando existe um gradiente de concentração e ocorre no sentido das altas para as baixas concentrações. É o processo denominado difusão molecular.
- d) Mecanismo de transferência para os compartimentos ambientais (sorção, deposição,...);**
- e) Determinação das concentrações em cada compartimento ambiental utilizando modelos de dispersão ambiental;**
- f) Inventariação dos locais expostos (poços, áreas habitadas):** os locais expostos representam a interface de contacto entre a contaminação dispersa pelas vias de transferência e os receptores.
- g) Identificação dos meios receptores:** os receptores podem ser espécies humanas ou ecológicas que estão potencialmente expostas perto da fonte de contaminação ou em locais para onde os contaminantes foram transportados.

Um receptor pode estar exposto às substâncias perniciosas através de várias vias de exposição.

- h) **Seleção de cenários de exposição:** a avaliação da informação local obtida permite a elaboração de um cenário de exposição, onde são identificadas as várias possibilidades para que um contaminante atinja um receptor potencialmente exposto. Para caracterizar o cenário de exposição é necessário compreender a definição de características gerais, do local, da população e das fontes de exposição.
- i) **Determinação das doses para cada via de exposição:** a determinação das doses constitui o passo final da avaliação de exposição e o passo seguinte para caracterização do risco. Além das vias de exposição mencionadas anteriormente, poderão ser analisadas outras vias de exposição de acordo com a localização do agente envolvido, como é o caso dos agentes radioactivos para os quais se considera, a submersão no ar e a exposição ao solo contaminado através da irradiação deste.

A figura seguinte mostra o percurso de um contaminante desde a fonte de contaminação, que se inicia com a fonte primária, depois passa pelos vectores dispersivos, por exemplo o ar, de seguida interage com os meios receptores até chegar ao ponto de exposição para uma determinada via de exposição.

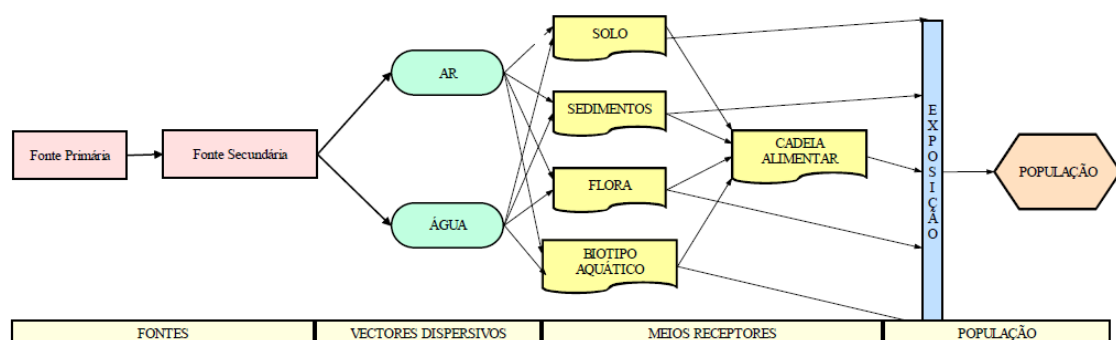


Figura 6: Trajectória de um contaminante (Fonte: Fiúza, 2009).

A quantidade de contaminante a que um organismo está exposto denomina-se **dose administrada**. Apesar de esta quantidade ser importante, a quantidade absorvida pelo organismo denomina-se por **dose ingerida** ou **interna** e caracteriza mais

correctamente os possíveis efeitos adversos. A fracção desta quantidade que atinge o órgão alvo é denominada por **dose efectiva**. É esta que efectivamente quantifica os efeitos perniciosos expectáveis.

4.5 Avaliação da toxicidade

O objectivo da avaliação da toxicidade é prever os efeitos adversos à saúde associados à exposição ao composto, e estimar a relação entre a magnitude da exposição, o tipo de efeito adverso e a probabilidade de um composto originar efeitos cancerígenos no indivíduo durante o período de exposição.

As bases de dados toxicológicos servem como fonte de informação sobre a toxicologia dos compostos com interesse e os efeitos adversos à saúde. A recolha de informação é muito importante e é considerada como o passo inicial na avaliação da toxicidade. A avaliação da toxicidade pode ser dividida em duas etapas:

A primeira etapa consiste na **identificação dos efeitos adversos**, através da determinação do tipo e magnitude do efeito adverso que é originado pela exposição a um agente tóxico específico. A fonte de informação pode ser baseada em estudos epidemiológicos, estudos clínicos e estudos experimentais em animais.

A segunda etapa consiste na **determinação da dose-resposta**, processo que relaciona a incidência ou a frequência do efeito final de uma acção tóxica com a dose administrada. Com esta avaliação quantitativa, os valores toxicológicos são quantificados, podendo ser utilizados para estimar a incidência em função da exposição humana a um dado composto.

De uma forma geral, os agentes tóxicos podem ser divididos segundo os seus efeitos adversos na saúde sendo classificados de cancerígenos e não cancerígenos. Para os cancerígenos não existe, teoricamente, um nível de exposição que seja isento de risco. Enquanto nos efeitos não cancerígenos a exposição tem que ocorrer acima de um determinado valor antes que o risco seja considerável.

4.6 Avaliação da dose

A população está constantemente exposta à radiação ionizante, devido à presença de radionuclídeos naturais na biosfera. Actualmente existe uma grande preocupação em estudar regiões com elevada radioactividade natural e locais onde se verificou uma alteração do fundo radioactivo. Nestes locais, as séries dos principais elementos radioactivos de origem natural podem estar presentes nos diferentes compartimentos ambientais resultantes dos processos interactivos naturais entre estes mesmos compartimentos (ar, água, solo e biota) ou através de actividades antropogénicas contribuindo com uma parte significativa para o aumento da concentração destes radionuclídeos no meio ambiente e o consequente aumento da dose a que a população poderá estar exposta.

No presente trabalho pretendeu-se fazer a avaliação da dose de exposição interna e externa decorrente da exposição aos elementos radioactivos presentes no solo da região envolvente de uma central termoeléctrica a carvão.

Foi definido um hipotético cenário de exposição para calcular a concentração da actividade no ar, na vegetação, na carne e no leite, que um receptor representativo de um grupo crítico (agricultor) estará exposto através da inalação de ar contaminado no exterior durante o período em que desempenha a sua actividade agrícola, e da ingestão de produtos cultivados no solo contaminado.

A introdução dos radionuclídeos no ecossistema terrestre ocorre a partir da contaminação do solo quando estes se depositam depois de serem libertados e dispersos. Os radionuclídeos quando depositados no solo são gradualmente removidos e redistribuídos entre outros compartimentos ambientais através de processos como a infiltração e a lixiviação bem como os mecanismos de transporte permitindo que os radionuclídeos se mobilizem entre diferentes zonas do solo e/ou do subsolo.

No caso de cultivo nas proximidades da fonte de libertação, os produtos cultivados neste solo podem ser contaminados externamente, através de mecanismo de deposição húmida e seca, ou ainda internamente, através da absorção e incorporação dos radionuclídeos nas raízes, folhas, frutos, etc. É importante salientar que no momento da pastagem, os animais ingerem erva de pasto e, por vezes, ingerem

involuntariamente quantidades de solo contaminado, o que pode originar uma dose adicional por ingestão.

A concentração dos radionuclídeos permite quantificar a dose de inalação e/ou de ingestão, a partir da qual, é possível estimar o risco decorrente da inalação e ingestão.

4.7 Cálculo do risco para substâncias radioactivas

A estimativa do risco permite avaliar os efeitos da exposição à radiação durante o tempo médio de vida, quantificando a probabilidade de um dado efeito ocorrer (Dinis, 1999). A probabilidade de uma substância radioactiva produzir efeito adverso está relacionada com a sua capacidade de produzir efeitos cancerígenos e com a susceptibilidade do receptor exposto.

Os coeficientes de risco de exposição a um determinado radionuclídeo nos diversos compartimentos ambientais, podem ser descritos como a probabilidade de mortalidade ou de morbilidade por cancro, por unidade de concentração da actividade inalada ou ingerida, para a exposição interna, ou por unidade da concentração no ar ou no solo, para a exposição externa (Dinis, 1999).

Através dos coeficientes de risco de mortalidade e morbilidade, do débito de inalação ou ingestão, do tempo médio de vida durante o qual ocorre a exposição, da concentração na atmosfera imediata, ou da concentração na superfície do solo, é possível estimar o risco de morbilidade ou de mortalidade resultante da exposição interna, por inalação ou ingestão, ou resultante da exposição externa por submersão na pluma de ar contaminado ou através da irradiação do solo contaminado, relacionando uma grandeza com a outra (Dinis, 1999).

Por outro lado, a estimativa do risco pode ser quantificada através dos factores cancerígenos (*Cancer Slope Factor*) publicados pela Agência de Protecção Ambiental dos Estados Unidos (US EPA). Uma vez estimada a dose de exposição é possível estimar o risco cancerígeno combinando este resultado com o respectivo factor cancerígeno para cada radionuclídeo em estudo.

CAPÍTULO 5

CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

5.1 Considerações gerais

O concelho de Sines, desde a antiguidade até aos dias de hoje, foi marcado pelas funções marítimas. O seu rápido crescimento não foi só devido às condições existentes mas deveu-se também às condições marítimas e aos seus recursos que de certo modo influenciaram a cultura, o desenvolvimento económico e social da região.

No século XX teve início a restauração do Concelho, altura em que a pesca, a indústria da cortiça, a agricultura e o turismo eram as únicas fontes de rendimento de Sines. Em 1970, foi o ano em que se deu a grande reviravolta no concelho de Sines com a implementação do grande complexo industrial. Com isso, o concelho ganhou novas formas, novos contornos, a população começou a expandir e a diversificar, tornou-se na região mais procurada com oferta de emprego e possibilidade de melhoria das condições de vida.

A implementação do complexo industrial teve um grande impacto na população, modificou completamente a paisagem humana do concelho, Sines tornou-se num concelho em expansão demográfica, situação que ainda o distingue da maioria dos concelhos alentejanos (CMS, 2007). O complexo não só trouxe benefícios para Sines, como também trouxe consigo alguns impactes negativos no sector primário, na condição de vida dos pescadores locais e nos pequenos e médios sectores agrícolas. Em contrapartida, houve alguns ganhos ao nível médio do crescimento dos rendimentos.

Ao longo das décadas, a poluição tem gerado conflitos entre a população e o Gabinete da Área de Sines (GAS), criado em 1971. Alguns acidentes ambientais, como por exemplo a explosão do petroleiro “Campéon” ao largo de Sines (década de 80), o derrame de crude do navio “Marão”, seguido de um novo derrame de efluentes (década

de 90), estarão na base destes conflitos. Estes acontecimentos provocaram um grande desequilíbrio ambiental, populacional e económico no concelho (CMS, 2007).

Com a extinção do GAS, surgiu em 1988 a PGS- Sociedade de Promoção e Gestão de Áreas Industriais e Serviços. O principal objectivo de PGS era gerir da melhor forma os terrenos do complexo e infraestruturas que serviriam de base para relançar o complexo industrial. Em 2004, a PGS fundiu-se com a APIParques e a Sodia2 para formar o que é conhecido hoje por aicep Global Parques.

No concelho de Sines encontra-se a maior concentração de grandes unidades industriais e um importante terminal portuário do país, o que gera situações complexas, tanto ao nível do desenvolvimento ambiental como ao nível do equilíbrio social.

Na Zona Industrial e Logística de Sines (ZILS) encontram-se localizadas as grandes indústrias do concelho. Em baixo encontram-se referenciadas algumas empresas localizadas nesta zona (CMS, 2007):

- CT – Central Termoeléctrica de Sines;
- Repsol YPF – Petroquímica;
- Carbogal – Negro de Fumo;
- C.L.C. – Logística de Combustíveis;
- Euroresinas – Formaldeídos e Resina;
- Ibera – Betão Pronto;
- Metalsines – Metalomecânica;
- SCIAL (Grupo Cimpor) – Cimento;
- SHELL - Blending de Gasolinas;
- Petrogal – Refinaria;
- Recipneu – Reciclagem de Pneus.

5.2 Caracterização demográfica

A década de 70 foi a década em que ocorreram grandes mudanças e transformações no concelho de Sines. Estas mudanças ocorreram devido à localização da área industrial em Sines, que visava a diminuição das assimetrias existentes a nível industrial entre a região centro (Lisboa) e a restante região sul do país. Com a construção

desta área industrial promoveu-se entre 1972 e 1981 um acréscimo populacional. Nesse período, o Instituto Nacional de Estatística (INE) estimou um aumento de aproximadamente 92%.

Actualmente a população residente no concelho de Sines totaliza 14238 habitantes (INE, 2011) e é considerado o pólo do desenvolvimento regional e instrumento de ordenamento de território, onde se encontra um dos maiores portos oceânicos de águas profundas do país. A dinâmica populacional introduzida pelo desenvolvimento industrial é responsável pelo actual crescimento demográfico. É de salientar que devido ao seu carácter industrial, Sines possui uma percentagem considerável de população flutuante, o que influencia o seu desenvolvimento económico.

5.2 Localização

Sines situa-se no litoral sudoeste de Portugal, distrito de Setúbal, província do Alentejo. Está limitada a norte pelo concelho de Santiago do Cacém, a oeste pelo oceano Atlântico e a sul pelo concelho de Odemira. Ocupa uma área de 202.7 km² (INE, 2011) e encontra-se abrangida por duas freguesias: Sines e Porto Covo. O litoral do município (sul de São Torpes) está integrado no Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina. Uma pequena parte do norte do concelho faz parte da Reserva Natural da Lagoa de Santo André e da Sancha.

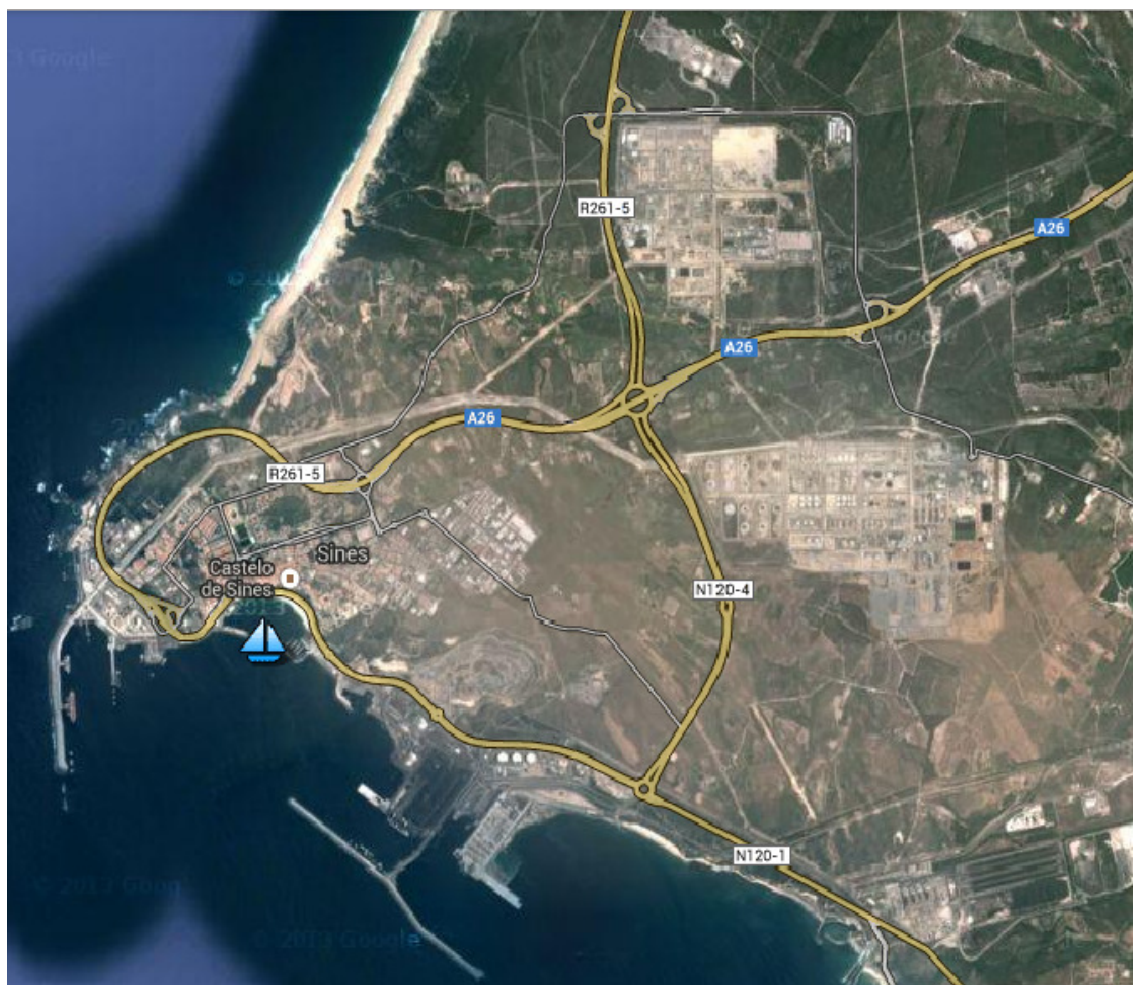


Figura 7: Localização geográfica do concelho de Sines (fonte: ForumMar, 2012).

5.3 Geologia e a geomorfologia do local

O concelho de Sines (zona de serra) apresenta um elevado número de bacias hidrográficas com linhas de água de pequena dimensão (Lobo, 2008). A sua orla ocidental Alentejana apresenta uma faixa litoral coberta por materiais detríticos arenosos. A caracterização geológica abrange três tipos diferentes de constituição geológica: a) a Orla Oriental em que os fundos são marcadas pelas ribeiras e falésias a sul de Sines, onde afloram formações paleozóicas do carbónico marinho ou do complexo vulcano-silicioso do Cercal; b) o maciço eruptivo de Sines, mesozóico, e a orla termometamórfica, onde o seu afloramento se estende de ocidente para oriente, desde o Cabo de Sines até ao limite do concelho, dominados pelo maciço do Monte Chãos e c) a plataforma cenozóica que constitui a planície litoral formada por depósitos flúvio-marinhos, com origem no miocénico até à actualidade (Lobo, 2008).

O concelho de Sines caracteriza-se geomorfologicamente por possuir uma planície litoral, um relevo residual do maciço de Sines e ainda uma escarpa a oriente. A maior parte da área do município é ocupada pela sua planície litoral, com aproximadamente 3 a 12 km de largura.

5.4 Uso do solo

O uso actual do solo da área em estudo caracteriza-se pela dominância do uso industrial, agrícola, incultos e florestal. O uso agrícola apresenta alguma diversidade, que passa por terrenos de sequeiro e de regadio, estes ocupando as baixas envolventes das principais linhas de água. Na zona mais a norte predominam as áreas florestais de pinheiro e eucalipto e pelo montado de sobro, zona com poucas áreas agrícolas. A sul da Ribeira da Junqueira, predominam as áreas incultas, as áreas industriais e as áreas afectadas por movimentos de terra e a sul da Ribeira de Morgavel predominam as áreas de pastagens e das culturas arvenses, áreas de diminutas manchas de florestas (CMS, 2011). Uma parte significativa dos solos de qualidade foi afectada pela implantação industrial.

5.5 Condições climáticas

O concelho de Sines apresenta um clima com carácter mediterrânico acentuado com influência Atlântica moderada em alguns aspectos. No que respeita ao regime pluviométrico, este é tipicamente mediterrâneo, devido à variação da humidade do ar ao longo de todo o ano com influência do Oceano Atlântico. Relativamente à temperatura, este regista uma temperatura média no mês mais quente de 20.4 (°C) e de 11.1 (°C) no mês mais frio. A precipitação média anual é de 719.4 (mm) (CMS, 2007). Na figura 8 estão representados os histogramas da caracterização meteorológica de Sines, nomeadamente: temperatura, humidade relativa, duração radiação solar e altura da camada limite.

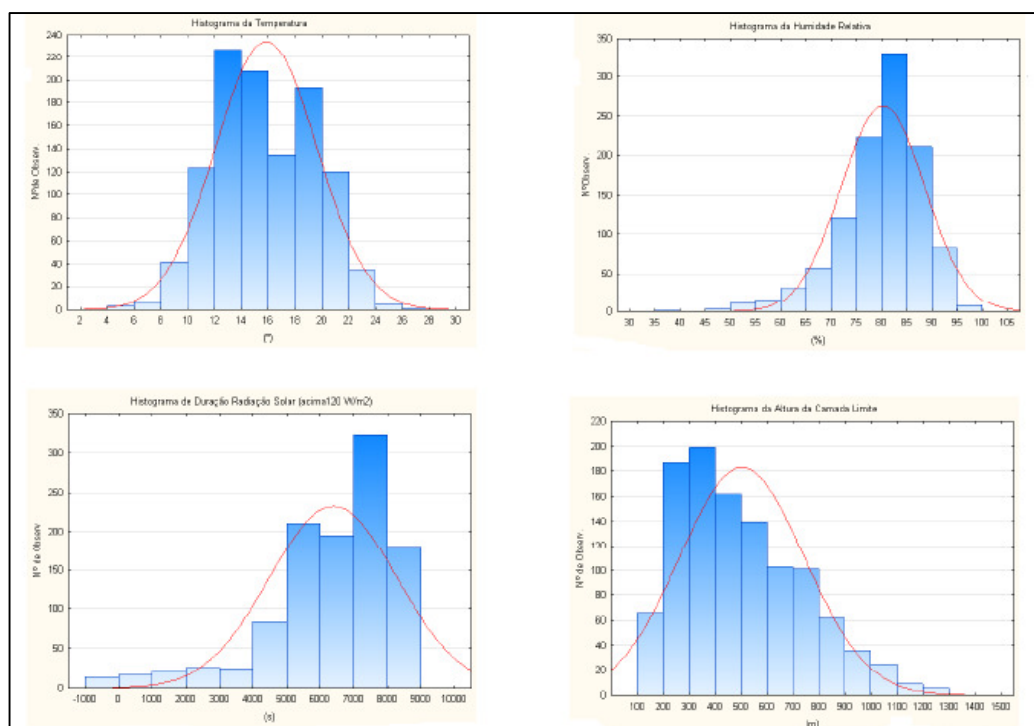


Figura 8: Caracterização meteorológica do concelho de Sines (Fonte: GISA, 2011).

Os rumos dos ventos que registam maior frequência são dos quadrantes Norte (N), dominante no Outono e Noroeste (NW), dominante na restante parte do ano. Verifica-se que os quadrantes dominantes em termos de direcção do vento são também dominantes em termos de velocidade. Na figura seguinte podem visualizar-se as frequências médias anuais para os diferentes rumos (Durão, 2011).

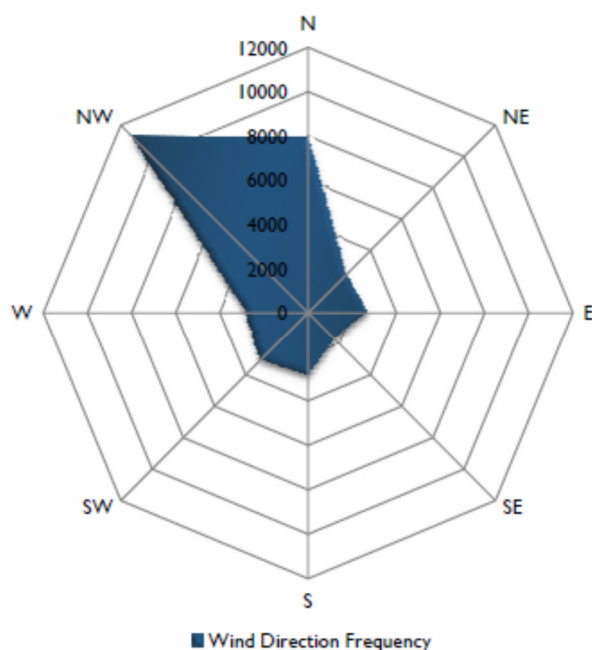


Figura 9: Direcção dominante do vento (fonte: GISA, 2011).

5.6 Área de estudo: localização da central termoeléctrica e sua envolvente

A central referida neste estudo está localizada na costa Alentejana, a cerca de 8 km a sudeste do porto de Sines, junto à praia de São Torpes, e é única central energética exclusivamente a carvão no país, usando carvão betuminoso importado de vários países (Barbosa, 2010).

A sua localização está associada à decisão de construção do complexo portuário-industrial de Sines, baseada na proximidade de um porto de águas profundas, situado na confluência das rotas internacionais e equipado com terminais petrolífero e mineraleiro (Barbosa, 2010).

A sua construção teve início em 1979 e ficou concluída em 1989, tendo o primeiro grupo entrado em serviço industrial em 1985 (Barbosa, 2010). É constituída por quatro grupos de geradores idênticos, cada um dos grupos inclui um gerador de vapor, turbina, alternador e um transformador principal. A potência total instalada é de 1256 MW com um consumo unitário de 116 t/h à carga nominal com carvão de 27600 kJ/kg, podendo atingir um consumo total diário de 11000 toneladas de carvão (Barbosa, 2010).

O fornecimento de carvão é efectuado a partir da descarga de navios no cais mineraleiro do porto de Sines e é transportado até ao parque de carvão com uma

capacidade de armazenamento de 1.5 milhões de toneladas. A capacidade total de carvão armazenado no parque de carvão concede à CT uma autonomia de funcionamento de 5 meses a plena carga (Barbosa, 2010). O carvão é enviado para silos, através de telas transportadoras, que alimentam o moinho onde é efectuada a moagem. No moinho, o carvão é reduzido a pó fino e é transportado para uma caldeira onde se dá a combustão completa (EDP, 2010).

Na tabela seguinte encontram-se representadas as principais características das emissões das duas chaminés da central em estudo. A altura das chaminés é representada por H (m), D (m) representa o diâmetro das chaminés, V (m/s) e T (°C) representam a velocidade de saída dos gases e a temperatura dos mesmos, respectivamente, e T_x representa a taxa de emissão de partículas totais em suspensão (AAC, 2008).

Tabela 1: Caracterização das fontes emissoras de gases poluentes (chaminé 1 e 2) da central termoelétrica de Sines (AAC, 2008).

Fonte emissora	Condições de emissão				
Designação	H (m)	D (m)	V (m/s)	T (°C)	T_x (kg/h)
Chaminé (1 e 2)	225	6.79	26	156	115

Na CT encontram-se instaladas nove fontes fixas (FF) associadas às emissões atmosféricas, em que tanto as emissões de FF1 (chaminé principal 1) como de FF2 (chaminé principal 2) estão associadas aos gases de exaustão dos quatro geradores de vapor existentes na central. As emissões de gases e partículas emitidas por fontes fixas principais (FF1 e FF2) são submetidas a monitorização contínua (EDP, 2012). A quantidade total de SO₂, NO_x, CO₂ e partículas libertadas pelas chaminés de 2010 a 2012 é apresentada na Tabela 2.

Tabela 2: Emissão total e específica de SO₂, NO_x, CO₂ e partículas de 2010 a 2012 (EDP, 2012).

Emissão	2010	2011	2012	2010	2011	2012
	Total (t)			Específica (t/GWh)		
SO ₂	2379	2998	3795	0.4	0.4	0.4
NO _x	7613	4730	3833	1.4	0.6	0.4
Partículas	100	286	178	0.02	0.04	0.02
CO ₂	4438198	6251550	7785589	834	841	836

Verifica-se que a quantidade total de SO₂ libertada na atmosfera tem aumentado ao longo dos anos. O aumento da quantidade total de SO₂ emitida em 2012 face aos restantes anos é devido ao aumento de produção de energia eléctrica nesse ano, visto que o valor de emissão específica de SO₂ manteve-se constante ao longo dos três anos consecutivos. De facto, tem-se verificado de ano para ano um aumento da produção de energia eléctrica na central de Sines. A produção total de energia eléctrica em 2010 e 2011 foi de 5322 e 7432 GWh, respectivamente. No entanto, em 2012 a produção total foi de 9317 GWh (EDP, 2012). Relativamente às emissões de NO_x, verificou-se uma diminuição significativa, este facto é justificado com a entrada em funcionamento do sistema de desnitrificação no último trimestre de 2011. Em relação à emissão de partículas, registou-se um aumento no ano 2011 e no ano seguinte verificou-se uma diminuição comparada com o ano 2011 (EDP, 2012).

A CT dispõe de um aterro que se destina à deposição de resíduos não perigosos que estão associados à combustão do carvão, tais como as escórias de carvão e cinzas volantes. A área do aterro é aproximadamente de 11 hectares e tem uma capacidade de cerca de 1253000 toneladas e só no final do ano de 2012 encontravam-se depositadas aproximadamente 1169454 toneladas de resíduos de cinzas e escórias de carvão (EDP, 2012).

As cinzas volantes extraídas dos precipitadores electrostáticos podem ser comercializadas e posteriormente usadas na indústria do cimento e do betão (mediante as suas características físico-químicas), no caso de não conforme são depositadas no aterro de cinzas e escórias de carvão (aterro CEC). Na tabela abaixo apresentam-se os valores quantitativos de escórias e cinzas de carvão depositados no aterro CEC (EDP, 2012). Os resíduos depositados no aterro estão de acordo com estipulado no código LER e as condições de admissão destes resíduos no aterro foram cumpridas (EDP, 2012).

Tabela 3: Quantidade de resíduos depositados no aterro CEC de 2010 a 2012 (EDP, 2012).

Resíduos	2010	2011	2012
	Toneladas (t)		
Escórias de carvão	25163	26378	30124
Cinzas volantes de carvão	9063	39768	121039

CAPÍTULO 6

METODOLOGIA

6.1 Descrição do local da amostragem

A área em estudo abrange uma área terrestre de aproximadamente 870.2 km² e corresponde à envolvente da CT num raio de 20 km centrado nas chaminés da central. Os locais de amostragem foram definidos previamente no âmbito do projecto PTDC/ECM/100735/2008 (2010/2013) de acordo com as características da altura de chaminé, condições meteorológicas locais, acessibilidade aos locais e distância entre o local de amostragem e o receptor (Dinis et al., 2013). No âmbito deste projecto, foram definidos 50 pontos de amostragem para recolha de amostras de solo.

Os pontos de amostragem foram definidos dentro de dois círculos concêntricos com 6 e 20 km de raio delimitando a área em estudo e encontram-se representados no mapa da figura 10. O *software* utilizado para a construção deste mapa foi o GMS (Groundwater Modeling System).

A área interior ao círculo de 6 km corresponde a uma zona de maior densidade populacional e a subárea exterior compreendida entre o círculo de 6 e de 20 km corresponde a uma zona predominantemente rural (Dinis et al., 2013).

Dentro do círculo com raio de 6 km foram definidos 12 pontos de amostragem identificados pelos números: 3, 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 14, 15 e 34, e os restantes pontos encontram-se localizados dentro da área compreendida pelos círculos de 6 e de 20 km de raio (Dinis et al., 2011). Nas tabelas seguintes são apresentadas as coordenadas, altitude e distâncias compreendidas entre a CT e os respetivos pontos de amostragem.

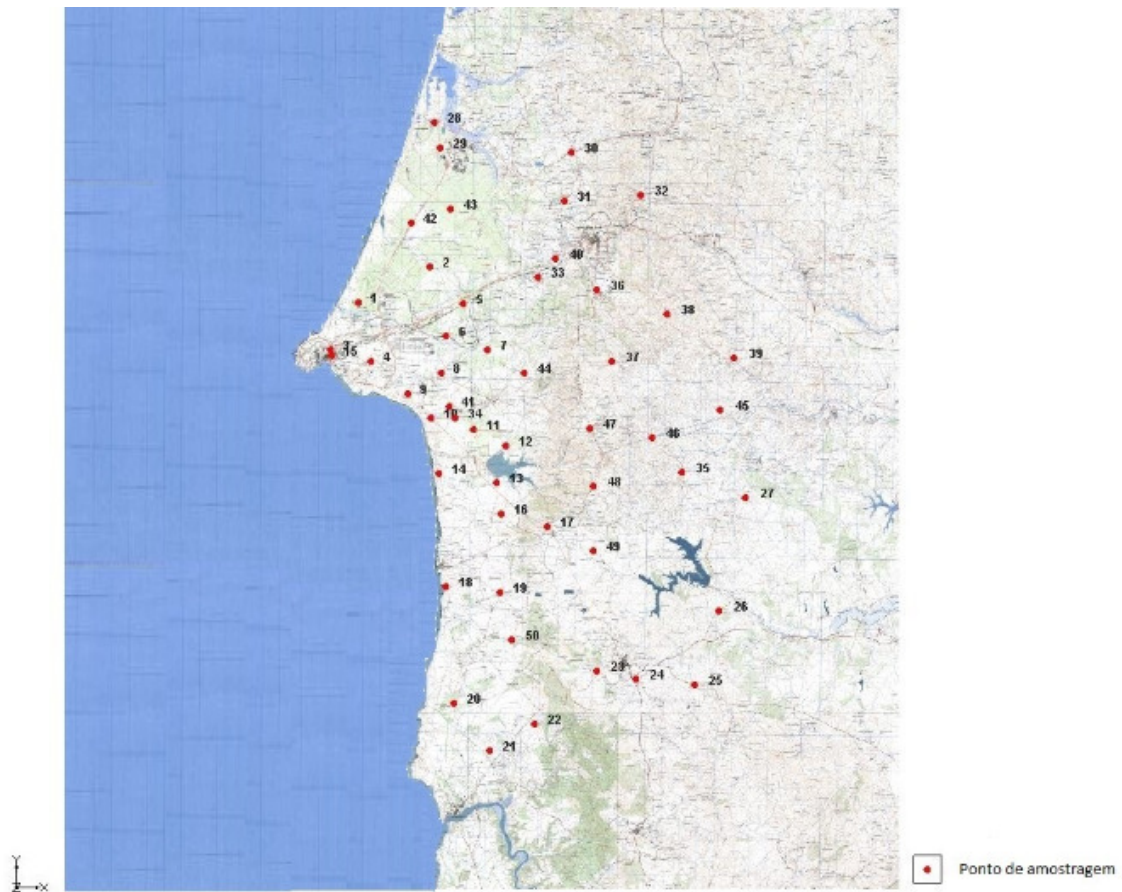


Figura 10: Localização e identificação dos pontos de amostragem dentro da área em estudo.

Tabela 4: Coordenadas, altitude e distância à CT dos pontos de amostragem dentro da área delimitada pelo círculo de 6 km (Lourenço, 2011).

Nº	Ponto de Amostragem		Central Termoeléctrica de Sines (CT)		Distância à CT (m)	Altitude (m)
	Longitude (m)	Latitude (m)	Longitude (m)	Latitude y (m)		
3	135725.11	110596.82	140854.10	107631.99	5924.25	95.15
4	138000.42	109908.60	140854.10	107631.99	3650.54	150.17
6	142281.16	111367.35	140854.10	107631.99	3998.68	98.98
7	144648.28	110581.45	140854.10	107631.99	4805.74	123.06
8	141973.84	109304.59	140854.10	107631.99	2012.81	116.10
9	140082.59	108101.61	140854.10	107631.99	903.20	76.82
10	141425.58	106736.46	140854.10	107631.99	1062.34	63.92
11	143866.98	106058.88	140854.10	107631.99	3398.84	103.80
12	145649.64	105137.53	140854.10	107631.99	5405.51	123.67
14	141880.47	103610.89	140854.10	107631.99	4150.02	71.83
15	135769.39	110266.48	140854.10	107631.99	5726.68	93.90
34	142783.48	106739.59	140854.10	107631.99	2125.77	90.17

Tabela 5: Coordenadas, altitude e distância à CT dos pontos de amostragem dentro da área delimitada pelos círculos de 6 km e de 20 km (Lourenço, 2011).

Amostra	Ponto de Amostragem		Central Termoeléctrica de Sines (CT)		Distância à CT (m)	Altitude (m)
	Longitude (m)	Latitude (m)	Longitude (m)	Latitude (m)		
1	137273.53	113289.29	140854.10	107631.99	6695.19	78.06
2	141351.85	115324.10	140854.10	107631.99	7708.20	83.53
5	143268.13	113218.88	140854.10	107631.99	6086.12	113.30
13	145158.51	103055.24	140854.10	107631.99	6282.88	124.84
16	145390.24	101275.99	140854.10	107631.99	7808.67	137.68
17	148008.82	100612.27	140854.10	107631.99	10023.30	247.96
18	142292.43	97193.85	140854.10	107631.99	10536.77	78.57
19	145340.85	96853.80	140854.10	107631.99	11674.77	137.37
20	142757.15	90586.96	140854.10	107631.99	17150.94	110.40
21	144744.28	87867.42	140854.10	107631.99	20143.78	118.52
22	147308.84	89364.94	140854.10	107631.99	19373.92	144.39
23	150827.56	92398.89	140854.10	107631.99	18207.61	252.55
24	153078.45	91935.51	140854.10	107631.99	19895.08	219.17
25	156400.71	91605.98	140854.10	107631.99	22327.79	203.54
26	157790.91	95821.63	140854.10	107631.99	20648.01	167.62
27	159278.01	102238.96	140854.10	107631.99	19197.01	179.93
28	141633.82	123495.90	140854.10	107631.99	15883.06	73.74
29	141929.47	122062.53	140854.10	107631.99	14470.55	62.08
30	149385.16	121795.33	140854.10	107631.99	16534.18	155.57
31	148977.50	119049.42	140854.10	107631.99	14012.40	172.30
32	153337.18	119353.66	140854.10	107631.99	17123.81	315.29
33	147487.81	114690.17	140854.10	107631.99	9686.28	177.46
35	155669.13	103675.92	140854.10	107631.99	15334.13	189.52
36	150841.73	113992.95	140854.10	107631.99	11841.22	301.10
37	151722.93	109943.85	140854.10	107631.99	11111.98	224.55
38	154854.38	112644.37	140854.10	107631.99	14870.50	173.00
39	158638.54	110160.73	140854.10	107631.99	17963.32	106.00
40	148509.69	115780.29	140854.10	107631.99	11180.47	180.89
41	142435.49	107363.88	140854.10	107631.99	1603.96	25.00
42	140295.42	117807.29	140854.10	107631.99	10190.63	25.00
43	142510.44	118573.61	140854.10	107631.99	11066.28	40.34
44	146699.46	109309.25	140854.10	107631.99	6081.24	231.96
45	157865.58	107200.32	140854.10	107631.99	17016.96	100.00
46	153962.20	105638.50	140854.10	107631.99	13258.82	150.00
47	150421.38	106127.56	140854.10	107631.99	9684.84	175.46
48	150652.68	102855.79	140854.10	107631.99	10900.65	175.00
49	150630.53	99179.50	140854.10	107631.99	12923.74	150.00
50	146025.61	94193.14	140854.10	107631.99	14399.56	89.92

6.2 Preparação das Amostras

A amostragem e recolha de solos foi feita anteriormente ao início deste trabalho no âmbito do projeto: *Modelação da dispersão na atmosfera dos elementos radioactivos*

e dos metais originada por uma central térmica de carvão que decorreu entre Abril 2010 e Novembro de 2013. As amostras de solo foram recolhidas no decorrer da 5ª campanha de amostragem que decorreu entre Setembro e Outubro de 2012.

As amostras de solo recolhidas no local em estudo são compostas por materiais de granulometria muito diversa. Foi feita uma primeira peneiração a 2 mm para moagem do material com granulometria inferior a 2 mm até obter aproximadamente 500 g de material com granulometria inferior a 150 µm.

O material abaixo de 150 µm foi seco em estufa a 100°C durante 24 h e, posteriormente armazenado através de um procedimento de compactação idêntico em todas as amostras e selado em recipientes de polipropileno com capacidade de 300 ml. Os recipientes cheios foram pesados e devidamente referenciados com o número e data de selagem. Este procedimento teve por objectivo garantir o equilíbrio radioactivo entre os elementos do decaimento do ^{222}Rn e ^{220}Rn e os seus elementos de semi-vida curta antes de análise por espectrometria de radiação gama. O período de armazenamento foi de 4 semanas, conforme referenciado na bibliografia consultada neste âmbito.

A identificação dos radionuclídeos foi feita em laboratório através de um espectrómetro de radiação gama com discriminação de energia (FALCON 5000, Canberra). Cada amostra esteve no detector por um período de cerca de 3 horas. Os dados dos espectros obtidos para cada amostra foram tratados com o *software* Genie 2000 (Canberra) com o objectivo de identificar os principais radionuclídeos naturais presentes na amostra do solo recolhido, ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , em equilíbrio com as respectivas séries de decaimento e também outros radionuclídeos tais como o ^{214}Bi ou ^{210}Pb . A quantificação da concentração de actividade foi feita através do *software* ISOCS, (Canberra) tendo sido necessário calcular a densidade aparente de cada amostra de solo para usar como *input* neste software.

A densidade aparente do solo foi calculada através da massa de solo seco dividida pelo volume do solo. Na tabela A.1 (Anexo A) são apresentados os valores do cálculo de densidade em massa em função do peso de solo seco dividido pelo volume do solo.

Os espectros de cada amostra foram comparados com duas base de dados (Falcon e NOVANORM) incorporadas no *software* Genie2000. As figuras seguintes mostram os espectros obtidos para as amostras Nº 2 e Nº 10. A identificação dos radioisótopos foi feita pela base de dados Falcon e pela base de dados NOVANORM, respectivamente.

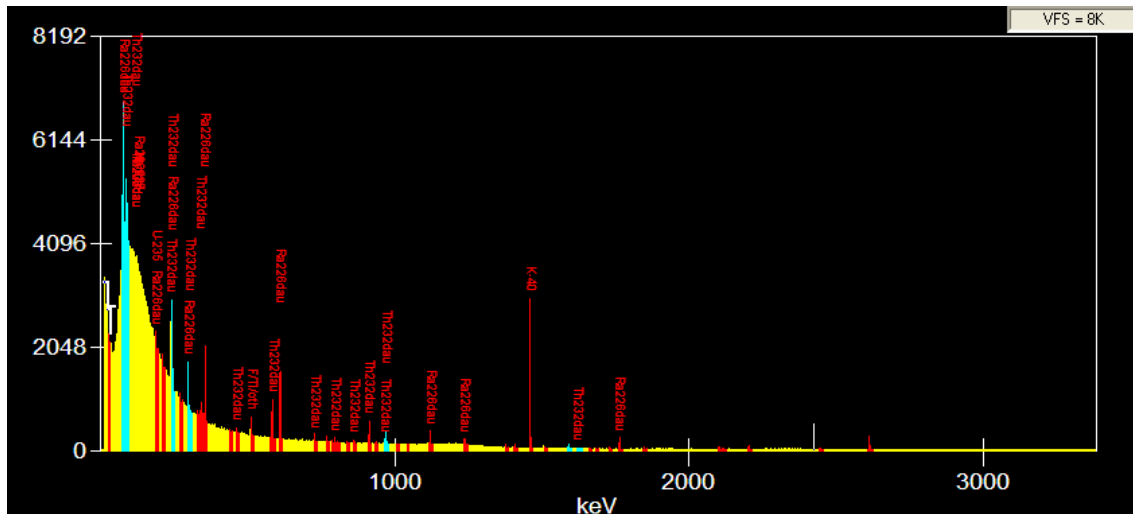


Figura 11: Espectro da amostra Nº 2 (base de dados Falcon).

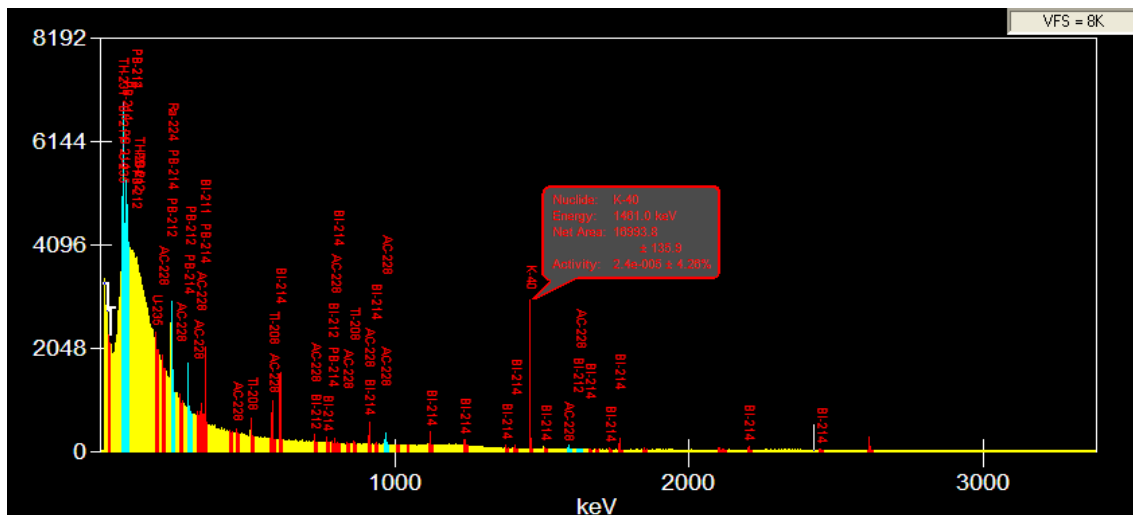
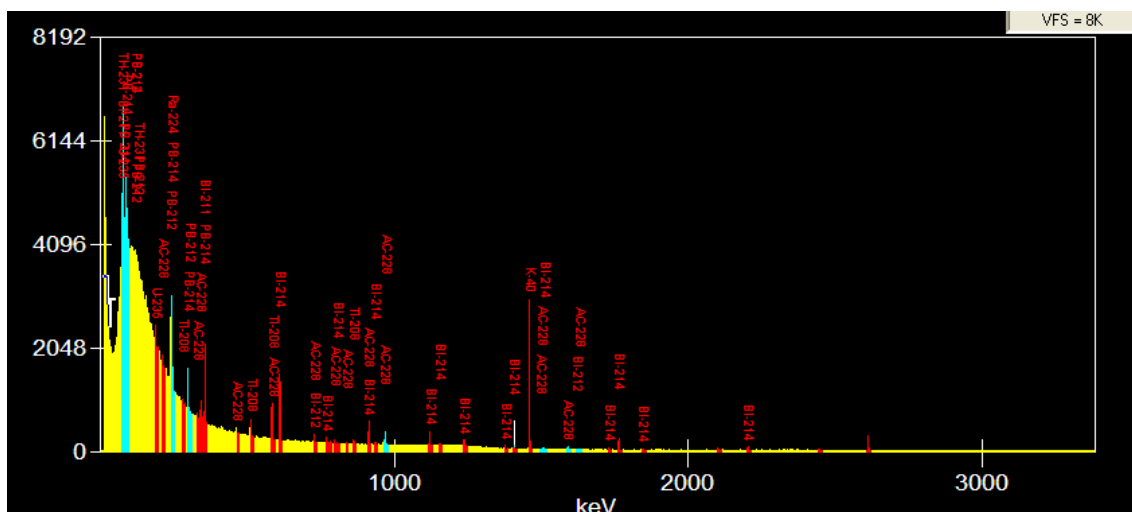
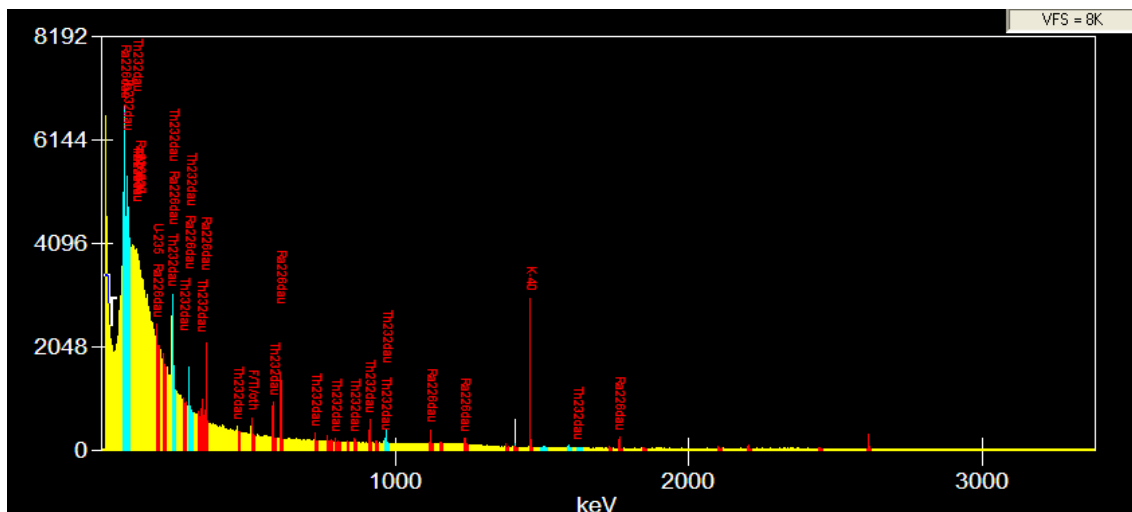


Figura 12: Espectro da amostra Nº 2 (base de dados NOVANORM).



Bqkg⁻¹ de ²³²Th ou de 4810 Bqkg⁻¹ de ⁴⁰K presente em materiais de construção origina mesma taxa de dose de radiação gama. Este índice pode ser calculado por (Mehra, 2009):

$$Ra_{eq}(Bqkg^{-1}) = C_{Ra} + 1.43C_{Th} + 0.07C_K \quad (1)$$

onde C_{Ra} , C_{Th} e C_K são as concentrações da actividade (Bqkg⁻¹) de ²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K respectivamente.

6.3.2 Cálculo da taxa de dose absorvida no ar (D)

A taxa de dose absorvida no ar (nGyh⁻¹) a 1 m do solo, resultante da exposição aos raios gama terrestres pode ser calculada por (Mehra, 2009):

$$D(nGyh^{-1}) = 0.461C_{Ra} + 0.623C_{Th} + 0.0414C_K \quad (2)$$

em que C_{Ra} , C_{Th} e C_K são as concentrações da actividade (Bqkg⁻¹) de ²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K, respectivamente.

6.3.3 Estimativa de dose efectiva anual (E_{ext}, E_{int})

Para estimar a dose efectiva anual (mSv/a) é necessário considerar o coeficiente de conversão de dose absorvida no ar para a dose efectiva e o factor de ocupação que traduz a frequência e duração da exposição. A média anual para a dose efectiva equivalente é obtida através do factor de conversão de 0.7 SvGy⁻¹ (Mehra, 2009). Considerando que o receptor em geral passa em média 20% do seu tempo ao ar livre (*outdoor*) e 80% no interior (*indoor*), a dose efectiva anual no exterior (E_{ext}) e no interior (E_{int}) podem ser estimadas por (Mehra, 2009):

$$E_{ext}(mSv/ano) = (Dose\ absorvida)nGyh^{-1} \times 8760h \times 0.2 \times 0.7 \times 10^{-6} \quad (3)$$

$$E_{int}(mSv/ano) = (Dose\ absorvida)nGy^{-1} \times 8760h \times 0.8 \times 0.7 \times 10^{-6} \quad (4)$$

6.3.4 Índice de perigo externo e interno (H_{ext} e H_{int})

O índice de perigo externo considera a exposição externa à radiação gama enquanto o índice de perigo interno considera o risco de inalação por acumulação de radão e dos seus produtos de decaimento de semi-vida curta. Os índices do perigo

externo (H_{ext}) e interno (H_{int}) são calculados a partir das seguintes equações (Mehra, 2009; Avwiri, 2012):

$$H_{ext} = \frac{C_{Ra}}{370} + \frac{C_{Th}}{259} + \frac{C_K}{4810} \leq 1 \quad (5)$$

$$H_{int} = \frac{C_{Ra}}{185} + \frac{C_{Th}}{259} + \frac{C_K}{48104} \leq 1 \quad (6)$$

Os valores do índice de perigo externo e interno devem ser inferiores à unidade, a fim de manter o perigo radiológico abaixo do valor limite recomendado pelo UNSCEAR (2000).

6.3.5 Índice de radiação gama

$$I_{\gamma r} = \frac{C_{Ra}}{150} + \frac{C_{Th}}{100} + \frac{C_K}{1500} \quad (7)$$

Este índice é utilizado para correlacionar a taxa de dose anual devido ao excesso de radiação gama provocada por materiais com elementos radioactivos quando utilizados em construções. Valores de $I_{\gamma r} \leq 1$ correspondem a uma dose anual efectiva menor ou igual a 1 mSv. Valores de $I_{\gamma r} \leq 0.5$ correspondem a dose anual efectiva inferior ou igual a 0.3 mSv (Avwiri, 2012).

6.3.6 Estimativa do risco anual

O risco resultante da exposição externa pode ser calculado por duas abordagens diferentes (Avwiri, 2012; OECD, 2011):

$$R = E_{ext} \times DL \times R_{EC} \quad (8)$$

$$R = E_{ext} \times DL \times R_{EH} \quad (9)$$

onde, DL é a duração média de vida (considerando a duração média de 70 anos), R_{EC} é o coeficiente de risco de mortalidade por efeito cancerígeno e R_{EH} é o coeficiente de risco de efeitos hereditários severos, Sv^{-1} . Para o risco de mortalidade por efeito cancerígeno o valor limite recomendado pelo ICRP é de $0.05 Sv^{-1}$ (OECD, 2011) e para o risco de efeitos hereditários severos o valor limite recomendado é de $0.01 Sv^{-1}$ (OECD, 2011), para o público em geral.

6.4 Avaliação radiológica por exposição interna

6.4.1 Trajectórias de contaminação e vias de entrada

A avaliação do impacte radiológico envolve a análise da exposição ou da potencial exposição quer para o público em geral e/ou trabalhadores, quer para o meio ambiente circundante.

A análise de exposição é desenvolvida em função da localização do receptor, das actividades desenvolvidas durante a exposição, das concentrações do contaminante no ambiente, quer tenham sido medidas, estimadas ou calculadas tendo em conta os processos de libertação bem como os fenómenos de dispersão e de transporte atmosférico e de transferência no ambiente. A exposição aos radionuclídeos libertados na atmosfera pode ocorrer através da exposição directa por submersão na pluma de contaminação ou indirecta através da deposição no solo com as subsequentes transferências nos diferentes compartimentos ambientais. A exposição depende dos fenómenos atmosféricos, ou seja, a magnitude da exposição é dependente essencialmente dos processos de dispersão atmosférica e de deposição (Till e Meyer, 1983). Embora estes processos sejam essenciais na quantificação dos parâmetros relevantes da avaliação radiológica, não foram objecto de estudo nesta dissertação e por isso não foram explorados. A figura seguinte ilustra genericamente os processos atmosféricos que afectam a dispersão e deposição dos radionuclídeos. Estes processos podem retardar ou diminuir a quantidade de material durante o transporte (Till e Meyer, 1983).

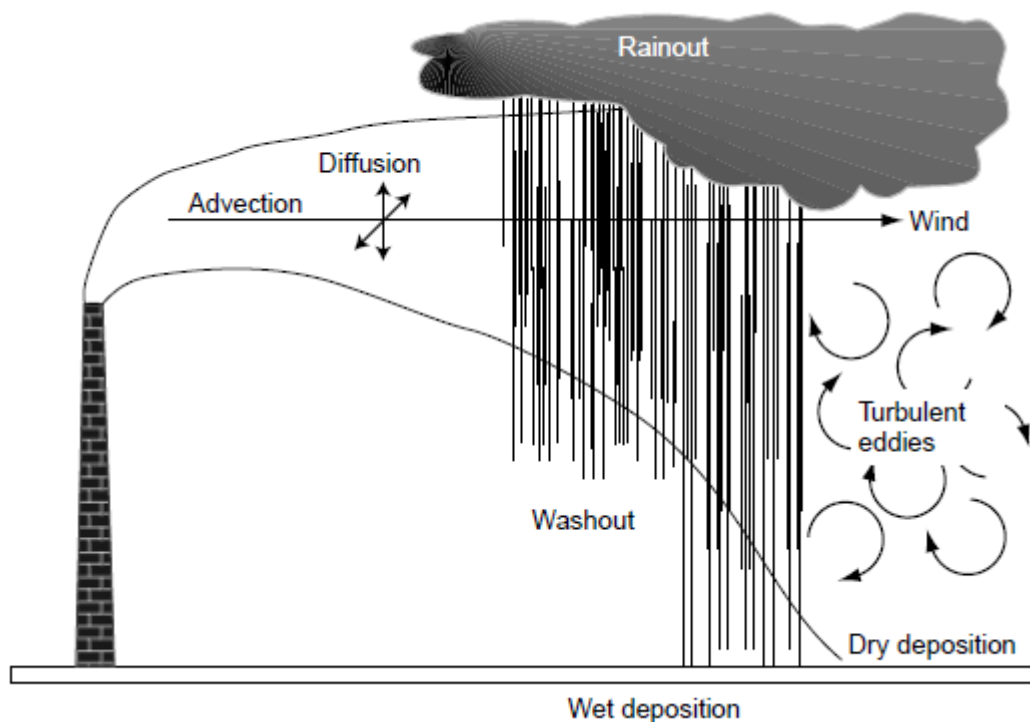


Figura 15: Processos que afectam a dispersão e deposição de radionuclídeos libertados para a atmosfera (fonte: IAEA, 2001).

Os radionuclídeos libertados para o meio ambiente podem resultar na exposição à radiação através de vários mecanismos. Os materiais radioactivos presentes na água, no ar, ou nos alimentos podem ser inalados ou ingeridos pelos organismos vivos. Alguns destes materiais podem ser incorporados nos tecidos e órgãos, resultando a irradiação interna dos órgãos do corpo humano.

Geralmente, a dose e o risco radiológico são avaliados utilizando como referência os indivíduos críticos da população que estão sujeitos às maiores doses ou risco. No cenário adoptado considera-se o cálculo da dose efectiva anual para um agricultor que produz apenas para consumo próprio (*self-sustaining farmer*). Esta dose não deve exceder a dose limite de 1 mSv/a recomendada pelo UNSCEAR (2000).

6.4.2 Descrição do cenário de exposição

Para elaborar um cenário de exposição, deve ter-se em consideração as características dos radionuclídeos libertados e do meio ambiente, os processos iniciadores da libertação dos radionuclídeos que podem influenciar o seu transporte e

destino no ambiente e, consequentemente afectar os receptores. No presente estudo, o cenário construído e adoptado baseia-se nos seguintes pressupostos:

- Considera-se um agricultor que produz e cultiva os seus produtos para consumo próprio; assume-se que este agricultor e a sua família vivem numa dada localização na envolvente da CT durante todo o ano (sendo esta a principal fonte de libertação) e que os radionuclídeos são libertados continuamente.
- Considera-se que este agricultor cultiva genericamente vários produtos agrícolas (designado na figura por vegetação) e que faz criação de gado leiteiro e de grande porte.

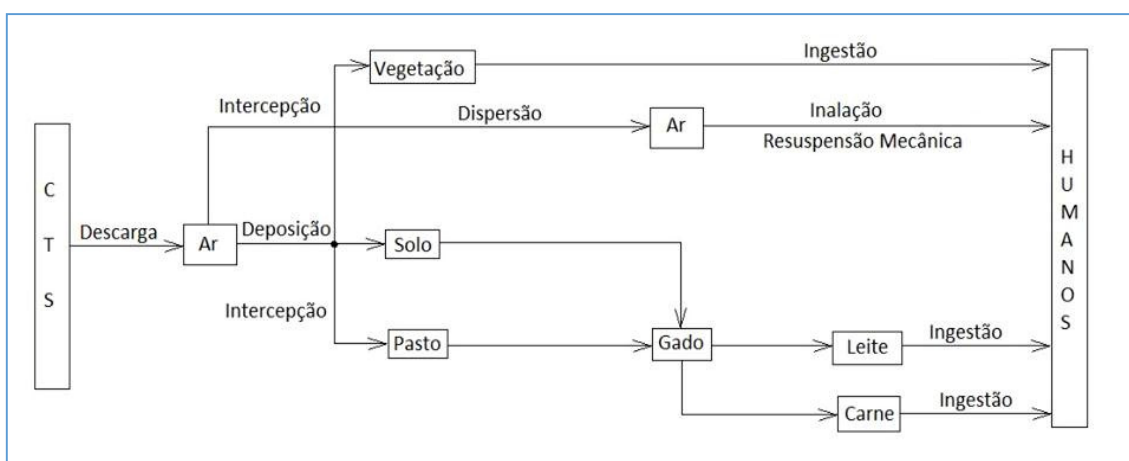


Figura 16: Representação do modelo conceptual para o cenário de exposição adoptado.

As trajectórias de exposição mais relevantes deste grupo crítico inserido no cenário considerado incluem:

- Ingestão de produtos alimentares contaminados directamente pela deposição e indirectamente a partir de absorção dos radionuclídeos do solo nas raízes da vegetação;
- Ingestão de leite e de carne contaminados através da erva de pasto contaminada;
- Inalação por submersão na pluma de contaminação;
- Inalação por resuspensão mecânica (lavra dos campos, por exemplo).

6.4.3 Cálculo das doses no cenário de exposição

As componentes do cenário de exposição podem ser calculadas essencialmente em duas etapas:

- Estimativa da concentração da actividade no ar, na vegetação, na erva de pasto, na carne e no leite;
- Estimativa das doses e do risco com base nas concentrações calculadas anteriormente para o grupo crítico exposto, a partir das vias de exposição que incluem a exposição interna por inalação e ingestão. As doses anuais são derivadas das trajectórias de exposição, dos hábitos do grupo exposto e da concentração individual de cada radionuclídeo relevante na biosfera. Na metodologia aplicada à avaliação do risco radiológico, os valores obtidos para a concentração da actividade no ar ou nos alimentos são multiplicados pelo débito de ingestão ou de inalação e pelos respectivos factores de conversão (de inalação e de ingestão) (Dinis, 1999). No factor de conversão de dose utilizado, assume-se a vida média de 50 anos após a entrada dos radionuclídeos no organismo e considera-se a dose para um adulto (IAEA, 2001).

6.4.3.1 Estimativa da concentração da actividade nos compartimentos ambientais

A concentração da actividade no ar depende do tipo de radionuclídeo libertado, da sua taxa de emissão (Q_i) e do fluxo de deposição (d_i). A concentração da actividade para um dado radionuclídeo i no ar pode ser estimada por (IAEA, 2001):

$$C_{Ai} = \frac{P_P \times F \times Q_i}{u_a} \quad (10)$$

$$Q_i = T_x \times C_{c,i} \quad (11)$$

$$d_i = C_{Ai} \times V_T \quad (12)$$

em que,

C_{Ai} – concentração da actividade do radionuclídeo i no ar (Bq/m³);

Q_i – taxa média de libertação do radionuclídeo i (Bq/s);

P_P – fracção do tempo que o vento sopra na direcção do receptor (adimensional);

u_a – velocidade média do vento (m/s);

F – factor de dispersão (m⁻²);

T_x – taxa de emissão de partículas de cada chaminé (kg/h);

C_{c,i} – concentração do radionuclídeo *i* nas cinzas (Bq/kg);

V_T – coeficiente de deposição total (m/d);

d_i – taxa de deposição do radionuclídeo *i* (Bq/m².d).

A concentração da actividade na vegetação (C_{v,i}) pode ter duas origens: a deposição directa (C_{v,i,1}) e os processos indirectos (a partir de absorção do radionuclídeo do solo pelas raízes da vegetação) C_{v,i,2} (Dinis, 1999). A concentração da actividade do radionuclídeo *i* na vegetação por deposição directa pode ser estimada através da seguinte equação (IAEA, 2001):

$$C_{v,i,1} = \frac{d_i \times \alpha [1 - \exp(-\lambda_{E_i^v} t_e)]}{\lambda_{E_i^v}} \quad (13)$$

C_{v,i,1} – concentração da actividade do radionuclídeo *i* na vegetação (Bq/kg);

d_i – débito médio da deposição do radionuclídeo *i* (Bq/m².d);

α – fracção de actividade depositada retida na vegetação por unidade de massa (m²/kg);

t_e – período de tempo em que a vegetação é exposta à contaminação durante o seu crescimento (d);

λ_{E_i^v} – débito constante de remoção efectiva do radionuclídeo *i* da vegetação (d⁻¹);

$$\lambda_{E_i^v} = \lambda_i \times \lambda_w \quad (14)$$

em que,

λ_i – constante de decaimento radioactivo (d⁻¹);

λ_w – débito constante de remoção devido à meteorização (d⁻¹);

A concentração da actividade do radionuclídeo *i* na vegetação por transferência do solo para as raízes pode ser estimada através da seguinte equação (IAEA, 2001):

$$C_{v,i,2} = F_{v,veg} \times C_{s,i} \quad (15)$$

$C_{v,i,2}$ – concentração da actividade do radionuclídeo i na vegetação (Bq/kg);

$F_{v,veg}$ – factor de transferência solo-raízes (adimensional);

$C_{s,i}$ – concentração da actividade do radionuclídeo i no solo seco (Bq/kg).

A concentração total para o radionuclídeo i na vegetação é calculada por:

$$C_{v,i} = (C_{v,i,1} + C_{v,i,2}) \exp(-\lambda_i t_h) \quad (16)$$

t_h – intervalo de tempo entre a colheita e o consumo (d);

A concentração de da actividade na ração dos animais é calculada para duas componentes da alimentação: a erva de pasto e a ração armazenada (Dinis, 1999). Esta pode ser estimada a partir da seguinte expressão (IAEA, 2001):

$$C_{a,i} = f_p C_{v,i} + (1 - f_p) C_{p,i} \quad (17)$$

$C_{a,i}$ – concentração da actividade do radionuclídeo i na ração do animal (Bq/kg matéria seca);

f_p – fracção do ano que os animais passam no pasto (adimensional).

A concentração da actividade na erva do pasto ($C_{v,i,pasto}$) pode ocorrer de duas formas: a deposição directa ($C_{v,i,1pasto}$) e processos indirectos (a partir de absorção do radionuclídeo do solo nas raízes da erva do pasto), $C_{v,i,2pasto}$ (Dinis, 1999). Esta pode ser estimada através da seguinte equação:

$$C_{v,i,1pasto} = \frac{d_i \times \alpha [1 - \exp(-\lambda_{E_i^p} t_e)]}{\lambda_{E_i^p}} \quad (18)$$

$C_{v,i,1pasto}$ – concentração da actividade do radionuclídeo i na erva de pasto (Bq/kg);

α – fracção da actividade depositada que é retida na erva de pasto por unidade de massa (m^2/kg);

t_e – período de tempo em que a erva de pasto é exposta à contaminação durante o crescimento (d);

$\lambda_{E_i^p}$ – débito de remoção efectiva para o radionuclídeo i na erva de pasto (d^{-1}).

$$\lambda_{E_i^p} = \lambda_i \times \lambda_w \quad (19)$$

$$C_{v,i,2 \text{ pasto}} = F_{v,pasto} \times C_{s,i} \quad (20)$$

$C_{v,i,2 \text{ pasto}}$ – concentração da actividade do radionuclídeo i na erva de pasto (Bq/kg);

$F_{v,pasto}$ – factor de transferência solo-raízes (adimensional).

A concentração total da actividade para o radionuclídeo i na erva do pasto é calculada por (IAEA, 2001):

$$C_{v,i \text{ pasto}} = (C_{v,i,1 \text{ pasto}} + C_{v,i,2 \text{ pasto}}) \exp(-\lambda_i t_h) \quad (21)$$

t_h – intervalo de tempo entre a colheita e o consumo (d).

A concentração da actividade na comida armazenada é calculada por (IAEA, 2001):

$$C_{p,pasto} = (C_{v,i,1 \text{ pasto}} + C_{v,i,2 \text{ pasto}}) \exp(-\lambda_i t_h) \quad (22)$$

t_h – intervalo de tempo entre a colheita e o consumo (d);

A concentração da actividade na carne e no leite para consumo humano depende do tipo do animal, da idade, da taxa de crescimento, da produção do leite mas depende sobretudo da quantidade de alimento consumido e do seu nível de contaminação (Dinis, 1999). Neste trabalho considerou-se que os animais são de grande porte e que apenas consomem erva fresca.

A concentração da actividade do radionuclídeo i na carne é estimada por (IAEA, 2001):

$$C_{f,i} = F_f(C_{a,i} Q_f) \exp(-\lambda_i t_f) \quad (23)$$

$C_{f,i}$ – concentração da actividade do radionuclídeo i na carne animal (Bq/kg);

F_f – fracção da entrada diária no animal do radionuclídeo i presente em cada kg de carne (d/kg);

Q_f – quantidade de comida consumida diariamente pelo animal (kg/d);

t_f – tempo médio desde a morte do animal até ao consumo (d).

A concentração da actividade do radionuclídeo i no leite é estimada por (IAEA, 2001):

$$C_{m,i} = F_m(C_{a,i}Q_m)\exp(-\lambda_i t_m) \quad (24)$$

$C_{m,i}$ – concentração da actividade do radionuclídeo i por litro de leite (Bq/l);

F_m – fracção média da entrada diária no animal de cada radionuclídeo que aparece em cada litro de leite (d);

Q_m – quantidade de comida consumida diariamente pelo animal (kg/d);

t_m – tempo médio desde a colheita do leite até ao consumo (d).

6.4.3.2 Estimativa de dose

Com a concentração da actividade de cada radionuclídeo nos vários alimentos, susceptíveis de causar a exposição interna através da ingestão, é possível estimar a dose efectiva anual, expressa em Sievert por ano. Os coeficientes de dose interna relacionam as doses com a concentração da actividade de cada radionuclídeo que entra no corpo humano através da ingestão e da inalação (Dinis, 1999).

A dose resultante do consumo de um dado radionuclídeo i num produto alimentar (p) é calculada por (IAEA, 2001):

$$E_{ing,p} = C_{p,i} \times H_p \times DF_{ing} \quad (25)$$

em que,

$E_{ing,p}$ – dose por ingestão do radionuclídeo i no produto alimentar p (Sv/a);

$C_{p,i}$ – concentração da actividade do radionuclídeo i no produto alimentar p (Bq/kg);

H_p – débito de ingestão do produto alimentar p (kg/a);

$DF_{ing,p}$ – coeficiente de dose de ingestão do produto alimentar p (Sv/Bq).

A dose efectiva total por ingestão é calculada por (IAEA, 2001):

$$E_{ing} = \sum_p E_{ing,p} \quad (26)$$

E_{ing} – dose efectiva por ingestão de alimentos contaminados (Sv/a).

A dose resultante da exposição interna através da inalação do ar contaminado por submersão na pluma é estimada por (Dinis et al., 2014; Hung, 2000):

$$E_{inal,ar} = C_{Ai} \times R_{in} \times DF_{in} \times f_e \quad (27)$$

$E_{inal,ar}$ – dose por inalação de ar contaminado (Sv/a);

C_{Ai} – concentração da actividade do radionuclídeo i no ar (Bq/m³);

R_{in} – débito de inalação (m³/h);

DF_{in} – coeficiente de dose para inalação de ar contaminado (Sv/Bq);

f_e – frequência de exposição (h/a) (considerando que o agricultor trabalha oito horas por dia durante um ano e calculado a partir de: 8 h/d x 365.25 d/a).

A dose resultante da exposição interna através da resuspensão mecânica é estimada pela expressão (Dinis et al., 2014; Hung, 2000):

$$E_{inal,re} = C_{s,i} \times R_{in} \times DF_{in} \times \rho \times F_r \times S_s \times f_e \quad (28)$$

$E_{inal,re}$ – dose de inalação por resuspensão mecânica (Sv/a);

$C_{s,i}$ – concentração da actividade do radionuclídeo i no solo (Bq/kg);

R_{in} – débito de inalação (m³/a);

DF_{in} – coeficiente de conversão de dose (Sv/Bq);

ρ – densidade aparente de cada amostra (kg/m³);

F_r – factor de resuspensão (m⁻¹);

S_s – espessura da camada de solo a partir da qual é possível ocorrer suspensão (m).

A dose total efectiva por inalação é calculada da pela seguinte equação (Dinis, 1999; Hung, 2000):

$$E_{inal} = E_{inal_ar} + E_{inal_re} \quad (29)$$

E_{inal} – dose total efectiva por inalação de ar contaminado (Sv/a).

A dose total efectiva anual (E_{total}) resultante da exposição interna através da ingestão e da inalação é calculada através de (Dinis et al., 2014; IAEA, 2001):

$$E_{total} = E_{ing} + E_{inal} \quad (30)$$

6.4.3.3 Estimativa do risco anual

A estimativa do risco para cada radionuclídeo pode ser calculada através dos resultados obtidos nos cálculos das doses resultantes de todas as vias de exposição (ingestão e inalação) no cenário definido. O valor da concentração da actividade nos alimentos e no ar é multiplicado pelo débito de ingestão ou de inalação e pelo coeficiente de risco de morbilidade para a ingestão e para a inalação (Dinis, 1999). O limite considerado para o risco foi de 5×10^{-5} que corresponde à dose de 1 mSv/a (Pontedeiro, 2006).

O risco resultante da exposição interna através da ingestão e da inalação segundo as duas abordagens mencionadas anteriormente e considerando a descrição do cenário adoptado, é dado por (OECD, 2011):

$$R = E_{Total} \times R_{EC} \quad (31)$$

$$R = E_{Total} \times R_{EH} \quad (32)$$

em que $R_{EC} = 0.04 \text{ Sv}^{-1}$ e $R_{EH} = 0.006 \text{ Sv}^{-1}$ (OECD, 2011).

CAPÍTULO 7

RESULTADOS

7.1 Densidade aparente das amostras

A densidade aparente calculada para cada amostra é muito variável apresentando uma amplitude de 0.7 a 1.8 (figura 17). Os valores da massa de cada amostra usados no cálculo da densidade aparente encontram-se no Anexo A.

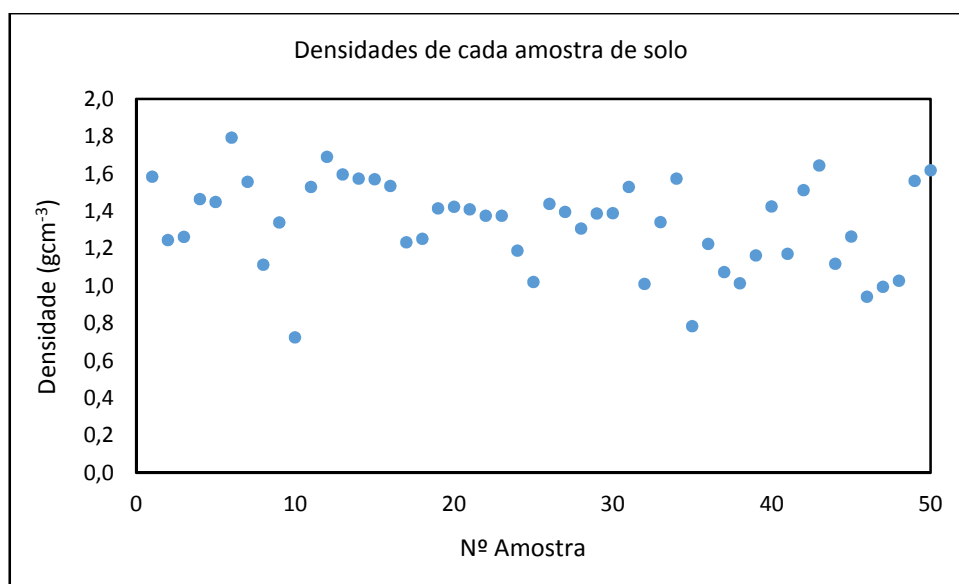


Figura 17: Densidade aparente de cada amostra do solo recolhida.

7.2 Concentração da actividade obtida por espectrometria de radiação γ

Os resultados obtidos por espectrometria de radiação gama encontram-se representados nas tabelas seguintes. Foram usadas duas bases de dados diferentes para identificar os radionuclídeos presentes nas amostras de solo. A base de dados Falcon identifica as duas séries naturais de decaimento mais relevantes: ^{238}U (^{226}Ra) e ^{232}Th e o ^{40}K ; calcula o valor da actividade da concentração considerando o equilíbrio entre todos os elementos da respectiva série de decaimento. A base de dados NOVANORM foi especificamente construída para o projecto PTDC/ECM/100735/2008 com o objectivo de identificar todos os elementos das séries de decaimento naturais e o ^{40}K

potencialmente presentes nos materiais radioactivos de ocorrência natural (NORM) e/ou os materiais que sofreram enriquecimento por um processo tecnológico (TENORM).

Os resultados obtidos pela base de dados FALCON são apresentados na Tabela 6. Na tabela 7 são apresentados os resultados obtidos pela base de dados NOVANORM. Nas figuras 18, 19, 20, 21 e 22 também são apresentados estes valores na forma gráfica para uma melhor visualização dos resultados.

Com excepção do ^{40}K , todos os radionuclídeos identificados através da base de dados NOVANORM são de origem natural das séries de decaimento do ^{235}U , ^{238}U e ^{232}Th . Estes incluem também os radionuclídeos ^{211}Bi , ^{214}Bi , ^{214}Pb , ^{208}Tl , ^{212}Bi , ^{212}Pb , ^{224}Ra e ^{228}Ac .

Nas tabelas 8 e 9 encontram-se representados os valores da concentração da actividade em ^{235}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nas amostras de solo recolhidas na área de amostragem menor (6 km) e na área maior (6 - 20 km), respectivamente.

Tabela 6: Concentração da actividade (base de dados Falcon).

Amostra	Bqkg ⁻¹			
	²³⁵ U	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K
1	3.31	43.87	37.11	911.97
2	0.66	44.48	36.67	898.40
3	1.06	46.85	37.34	905.41
4	3.59	45.12	39.18	895.35
5	2.61	45.91	37.76	894.71
6	3.54	47.32	37.30	908.16
7	2.67	46.07	38.46	902.24
8	3.89	43.17	37.85	914.77
9	1.57	49.00	42.48	886.02
10	3.33	45.76	35.69	893.79
11	1.55	45.91	35.83	893.51
12	2.09	41.62	37.24	871.50
13	2.63	44.42	37.30	884.28
14	2.48	43.88	37.36	894.50
15	0.72	46.72	37.25	889.69
16	1.95	47.81	38.29	868.65
17	2.70	47.47	37.44	896.50
18	2.68	46.14	37.72	877.63
19	2.11	49.02	40.62	891.63
20	2.05	45.49	38.47	889.53
21	2.31	48.50	36.83	899.66
22	4.60	46.30	39.59	874.72
23	1.82	47.95	40.67	891.21
24	1.23	50.01	42.63	910.38
25	0.90	50.05	40.55	894.52
26	1.50	46.77	41.23	898.87
27	4.34	46.98	41.30	896.60
28	2.23	45.81	36.99	888.39
29	0.89	43.99	37.20	897.19
30	3.34	45.23	38.35	891.03
31	2.73	44.00	36.73	892.40
32	2.74	48.93	40.59	924.85
33	2.11	46.42	36.85	905.83
34	2.30	44.00	36.61	891.46
35	1.51	46.68	40.24	897.38
36	1.82	48.69	37.33	896.30
37	1.91	47.83	40.18	901.78
38	3.20	47.53	40.67	906.27
39	2.45	45.28	37.98	897.74
40	2.24	45.82	37.92	900.11
41	4.69	52.61	41.29	910.46
42	1.88	48.29	37.97	900.86
43	2.02	46.30	36.18	884.80
44	1.92	47.81	39.71	910.34
45	1.69	46.00	38.16	884.37
46	3.08	47.59	38.96	907.33
47	0.79	47.21	38.75	908.95
48	3.05	46.71	39.50	897.17
49	1.71	49.05	40.97	905.04
50	3.46	48.77	39.97	906.49

Tabela 7: Concentração da actividade (base de dados NOVANORM).

Amostra	Bqkg ⁻¹												
	⁴⁰ K	²⁰⁸ Tl	²¹¹ Bi	²¹² Bi	²¹² Pb	²¹⁴ Bi	²¹⁴ Pb	²²⁸ Ac	²³¹ Th	²³⁵ U	²²⁴ Ra	²²⁶ Ra	²²⁸ Th
1	911.97	14.55	17.46	27.88	31.06	41.41	37.54	28.40	297.38	6.04	X ^a	X ^a	X ^a
2	898.40	15.31	26.70	21.60	28.99	40.24	37.15	28.28	287.36	3.44	13.37	X ^a	X ^a
3	905.41	14.88	26.02	18.39	30.03	42.54	40.51	29.01	263.09	3.98	11.26	X ^a	X ^a
4	895.35	13.84	14.54	23.63	33.81	41.02	39.53	29.39	273.24	6.40	11.54	X ^a	X ^a
5	894.71	14.99	21.23	21.23	31.47	42.86	39.14	29.39	262.03	5.47	11.59	X ^a	X ^a
6	908.16	14.75	4.10	21.69	32.51	41.91	44.58	26.01	266.59	6.48	9.81	X ^a	X ^a
7	902.24	15.03	4.71	23.44	32.20	41.94	45.08	28.53	276.06	5.54	n.d	X ^a	X ^a
8	914.77	14.02	9.52	25.81	35.56	42.05	42.96	27.52	280.76	6.57	5.32	X ^a	X ^a
9	886.02	16.02	7.20	25.07	36.55	46.33	47.19	31.98	102.68	X ^a	6.51	83.81	X ^a
10	893.79	14.16	23.59	20.57	28.93	41.33	37.55	27.37	304.44	6.18	12.74	X ^a	X ^a
11	893.51	13.45	15.71	19.98	30.69	41.44	41.85	26.91	286.21	4.48	X ^a	X ^a	X ^a
12	871.50	15.27	19.23	19.65	30.07	41.09	37.03	27.15	277.90	4.68	5.72	X ^a	X ^a
13	884.28	13.31	1.74	19.26	32.77	42.42	43.11	28.81	289.46	5.40	X ^a	X ^a	X ^a
14	894.50	14.09	9.64	22.60	31.63	39.81	40.33	27.88	247.17	5.22	X ^a	X ^a	X ^a
15	889.69	14.16	23.81	18.93	32.69	41.81	40.47	26.18	262.58	3.64	X ^a	X ^a	X ^a
16	868.65	14.55	14.73	22.66	32.38	43.39	44.11	29.04	276.40	4.93	2.73	X ^a	X ^a
17	896.50	14.55	28.03	16.55	31.73	43.79	40.71	28.67	288.73	5.66	2.00	X ^a	X ^a
18	877.63	14.33	11.09	19.26	33.30	42.06	41.92	29.42	290.05	5.56	X ^a	X ^a	X ^a
19	891.63	15.69	11.96	20.79	35.71	44.69	44.76	28.30	314.48	5.17	4.94	X ^a	X ^a
20	889.53	14.41	X ^a	26.87	32.78	39.54	45.11	29.57	269.04	4.88	X ^a	X ^a	X ^a
21	899.66	15.45	20.63	19.76	30.03	45.19	42.86	26.53	275.36	5.33	X ^a	X ^a	X ^a
22	874.72	15.15	16.03	24.81	35.05	41.41	40.58	29.79	261.53	X ^a	X ^a	125.26	X ^a
23	891.21	15.68	8.98	23.14	35.17	42.00	43.10	26.51	305.33	4.81	26.77	X ^a	X ^a
24	910.38	15.84	10.60	21.28	35.97	45.05	47.83	32.82	279.74	4.36	2.87	X ^a	X ^a
25	894.52	15.14	X ^a	17.91	35.20	43.71	48.19	29.00	259.86	4.02	2.17	X ^a	X ^a
26	898.87	15.44	15.49	21.32	35.56	40.48	42.09	31.53	285.05	4.42	7.36	X ^a	X ^a
27	896.60	15.97	1.74	20.79	33.68	42.17	43.10	31.83	267.71	0.01	9.76	X ^a	X ^a
28	888.39	15.07	17.24	22.72	30.79	40.08	39.36	25.76	271.47	5.08	5.86	X ^a	X ^a
29	897.19	13.97	4.82	22.26	32.35	42.00	40.36	27.97	274.68	3.76	0.09	X ^a	X ^a
30	891.03	15.07	0.14	19.33	34.35	41.02	41.77	28.46	273.44	6.15	X ^a	X ^a	X ^a
31	892.40	14.88	8.64	16.80	26.90	40.58	40.19	28.25	270.24	5.47	X ^a	X ^a	X ^a
32	924.85	15.01	3.30	20.46	35.58	43.66	45.04	29.49	252.70	X ^a	6.63	97.26	X ^a
33	905.83	14.91	10.81	22.95	31.72	41.32	40.47	27.24	280.23	5.01	X ^a	X ^a	X ^a
34	891.46	15.10	23.79	18.83	29.75	41.62	35.76	28.67	243.81	5.04	13.47	X ^a	X ^a
35	897.38	15.59	8.19	26.86	34.65	39.85	43.09	27.42	274.69	4.42	6.29	X ^a	X ^a
36	896.30	14.14	16.92	23.44	31.11	41.38	42.56	27.65	282.92	4.85	7.74	X ^a	X ^a
37	901.78	14.78	X ^a	21.48	34.86	43.88	44.86	30.12	275.98	4.89	11.06	X ^a	X ^a
38	906.27	15.64	X ^a	20.27	37.00	39.01	46.09	31.00	267.71	6.16	8.80	X ^a	X ^a
39	897.74	14.89	14.94	24.82	34.63	39.12	40.44	28.22	270.01	5.27	0.51	X ^a	X ^a
40	900.11	15.82	22.41	19.63	34.18	40.82	38.71	28.49	271.71	5.10	1.11	X ^a	X ^a
41	910.46	14.49	16.85	24.74	37.31	45.62	47.55	30.09	313.19	7.96	18.45	X ^a	X ^a
42	900.86	14.61	12.87	24.20	32.81	43.83	41.23	26.97	X ^a	5.32	X ^a	X ^a	1487.72
43	884.80	14.90	3.62	16.70	30.39	41.60	41.59	26.51	249.12	4.91	X ^a	X ^a	X ^a
44	910.34	14.38	10.72	20.05	35.39	42.12	42.03	32.62	269.74	4.90	15.24	X ^a	X ^a
45	884.37	14.58	3.01	22.95	33.74	44.31	42.28	27.23	267.98	4.56	1.47	X ^a	X ^a
46	907.33	14.48	30.56	27.72	31.06	43.09	38.03	30.50	140.25	X ^a	9.24	99.37	X ^a
47	908.95	15.22	12.87	22.69	32.29	42.46	41.36	29.32	292.91	3.74	10.17	X ^a	X ^a
48	897.17	15.33	14.49	24.45	33.85	42.59	44.48	29.89	277.38	5.95	X ^a	X ^a	X ^a
49	905.04	15.39	4.23	23.17	37.78	44.15	46.83	31.08	305.49	4.77	3.32	X ^a	X ^a
50	906.49	16.87	11.82	23.46	35.23	43.01	44.53	28.54	330.59	6.50	4.03	X ^a	X ^a

X^aRadionuclídeo rejeitado pela interferência da análise.

n.dNão detectados.

Tabela 8: Concentração da actividade em ^{235}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nas amostras de solo recolhidas na área delimitada pelo círculo de 6 km.

	Nº de Amostra												
	3	4	6	7	8	9	10	11	12	14	15	34	
Radionuclídeos	Concentração da actividade (Bqkg ⁻¹)												Média
^{235}U	1.058	3.591	3.536	2.671	3.889	1.567	3.333	1.551	2.091	2.484	0.722	2.301	2.399
^{226}Ra	46.849	45.117	47.323	46.072	43.172	48.996	45.755	45.914	41.618	43.884	46.719	44,004	45.452
^{232}Th	37.337	39.176	37.302	38.460	37.853	42.483	35.692	35.826	37.238	37.359	37.247	36.606	37.715
^{40}K	905.412	895.345	908.158	902.245	914.772	886.019	42.483	35.826	37.238	894.503	889.94	891.458	683.596

Tabela 9: Concentração da actividade em ^{235}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nas amostras de solo recolhidas na área entre os círculos de 6 km e de 20 km.

	Nº de Amostra																			
	1	2	5	13	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	
Radionuclídeos	Concentração da actividade (Bqkg ⁻¹)																			
²³⁵ U	3.306	0.657	2.606	2.633	1.948	2.698	2.682	2.113	2.045	2.306	4.601	1.821	1.233	0.898	1.501	4.341	2.228	0.895	3.336	
²²⁶ Ra	43.875	44.477	45.909	44.417	47.805	47.465	46.137	49.020	45.488	48.498	46.297	47.946	50.012	50.047	46.775	46.978	45.813	43.994	45.231	
²³² Th	37.110	37.110	37.760	37.300	38.289	37.442	37.718	40.624	38.467	36.829	39.593	40.669	42.628	40.547	41.229	41.301	36.991	37.196	38.347	
⁴⁰ K	911.965	898.396	894.711	884.280	868.649	896.504	877.629	891.630	889.532	899.662	874.725	891.212	910.377	894.522	898.871	896.595	888.394	897.192	891.031	
Continuação																				
	Nº de Amostra																			
	31	32	33	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	
Radionuclídeos	Concentração da actividade (Bqkg ⁻¹)																			Média
²³⁵ U	2.730	2.736	2.114	1.511	1.818	1.912	3.198	2.451	2.242	4.685	1.884	2.022	1.917	1.694	3.075	0.79	3.046	1.714	3.462	2.338
²²⁶ Ra	43.998	48.926	46.417	46.677	48.688	47.834	47.526	45.276	45.816	52.612	48.287	46.297	47.812	46.003	47.586	47.21	46.713	49.055	48.772	47.044
²³² Th	36.728	40.585	36.606	40.237	37.327	40.179	40.667	37.98	37.916	41.293	37.971	36.178	39.712	38.164	38.956	38.746	39.496	40.974	39.968	38.864
⁴⁰ K	892.401	924.851	905.828	897.376	896.297	901.775	906.274	897.741	900.108	910.462	900.858	884.802	910.342	884.371	907.329	908.951	897.175	905.036	906.492	897.220

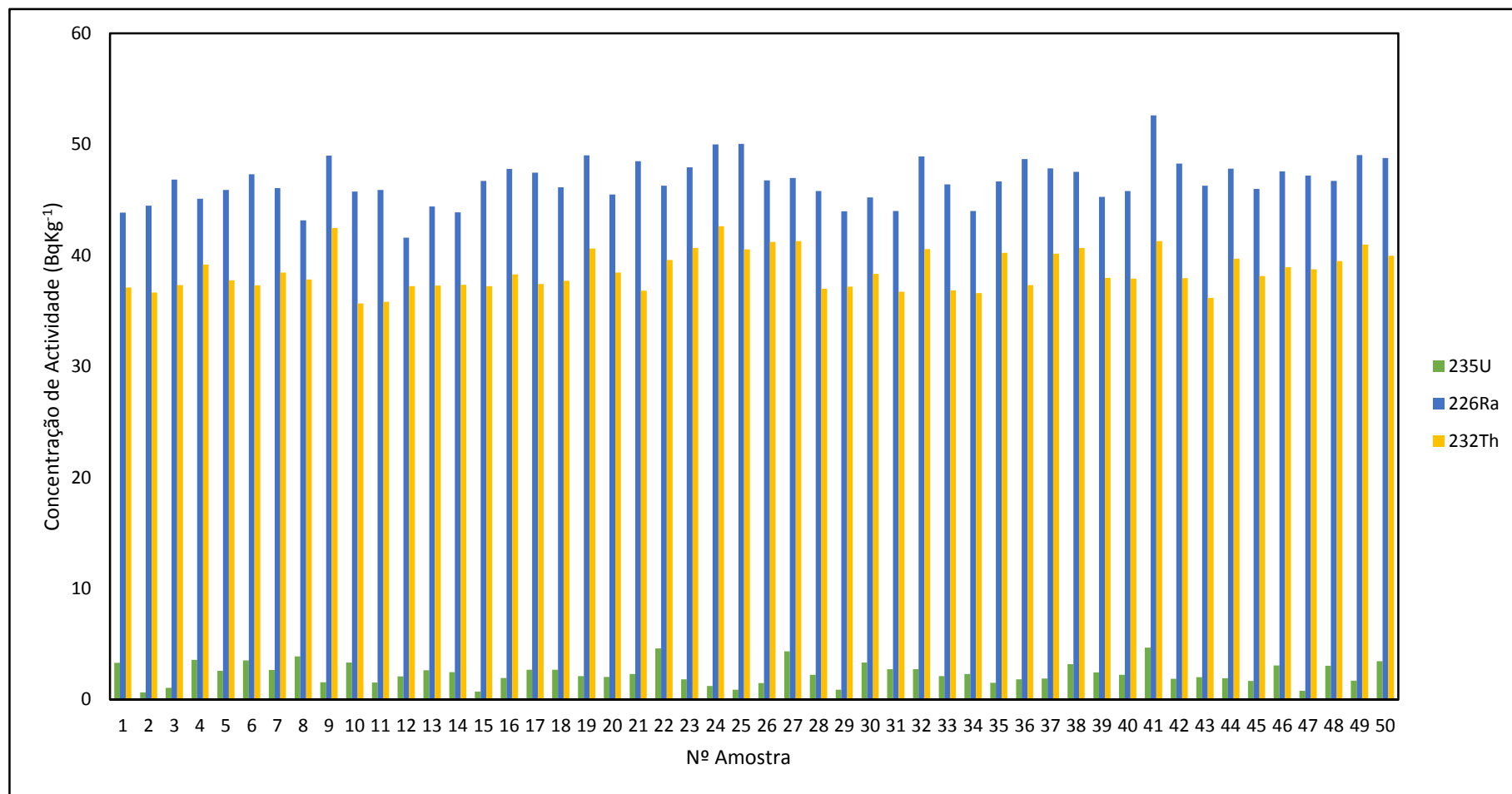


Figura 18: Concentração da actividade em ²³⁵U, ²²⁶Ra e ²³²Th (base de dados Falcon).

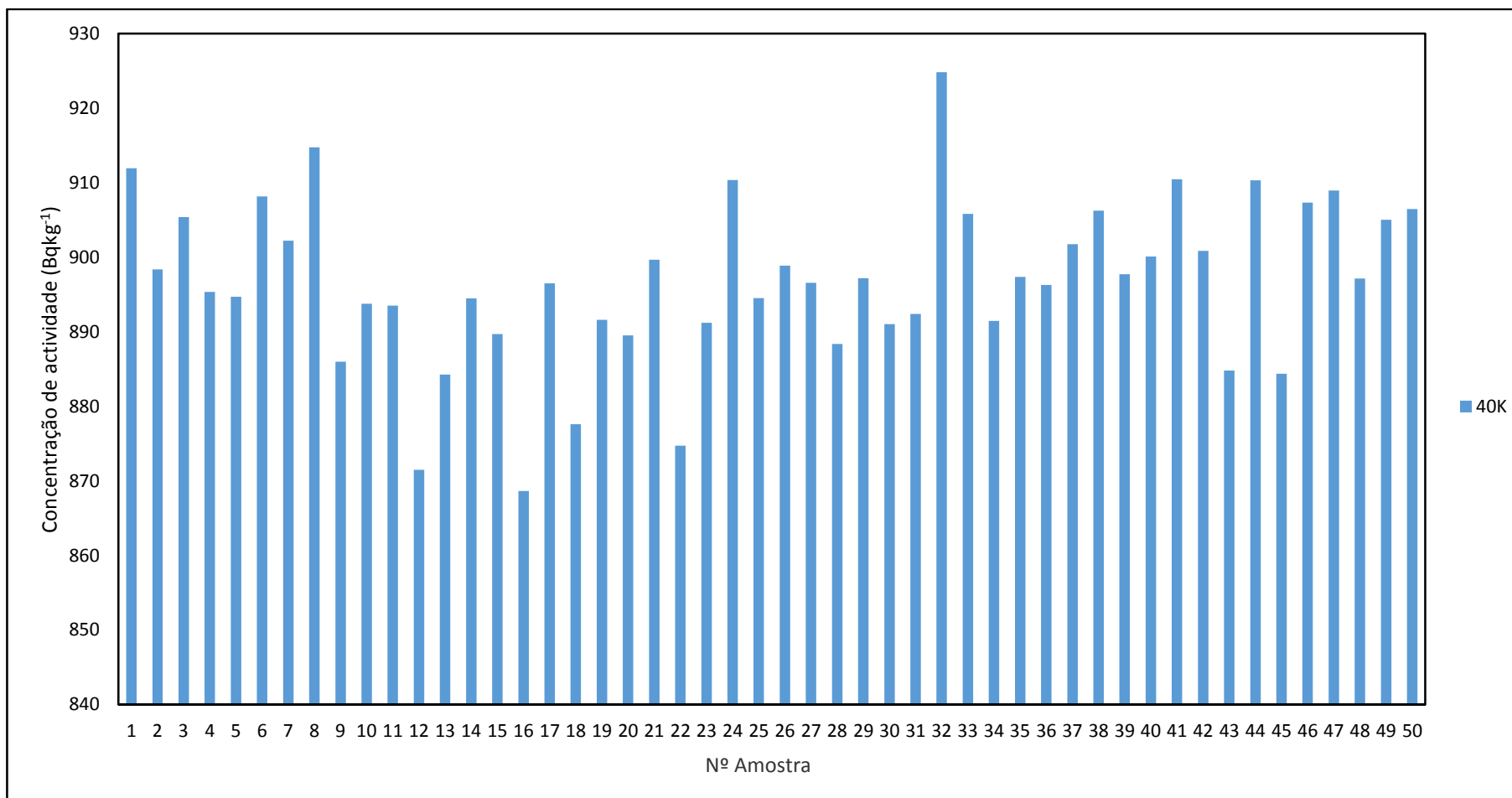


Figura 19: Concentração da actividade em ^{40}K (base de dados Falcon).

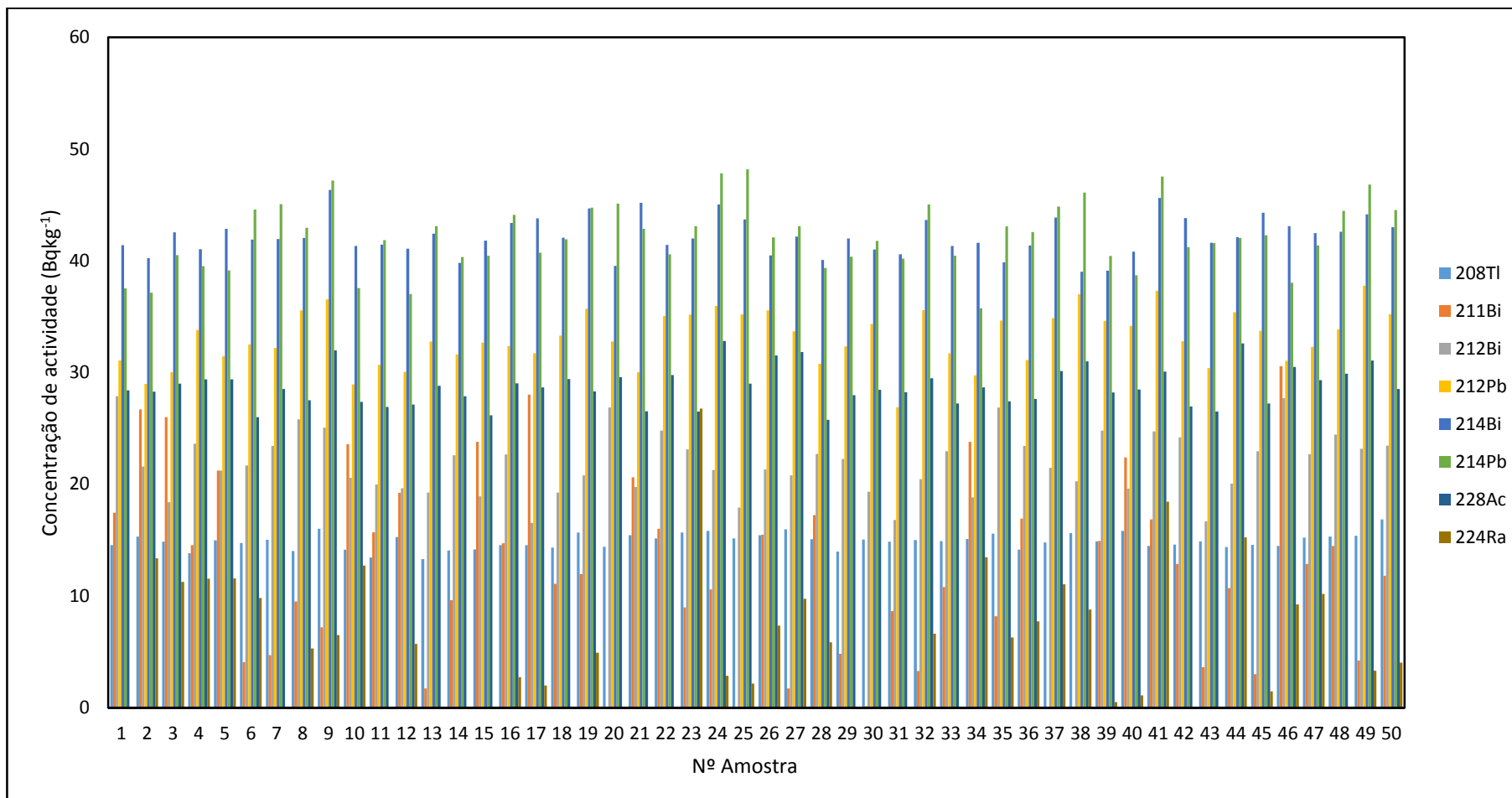


Figura 20: Concentração da actividade em ^{208}Tl , ^{211}Bi , ^{212}Bi , ^{212}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Pb , ^{228}Ac e ^{224}Ra (base de dados NOVANORM).

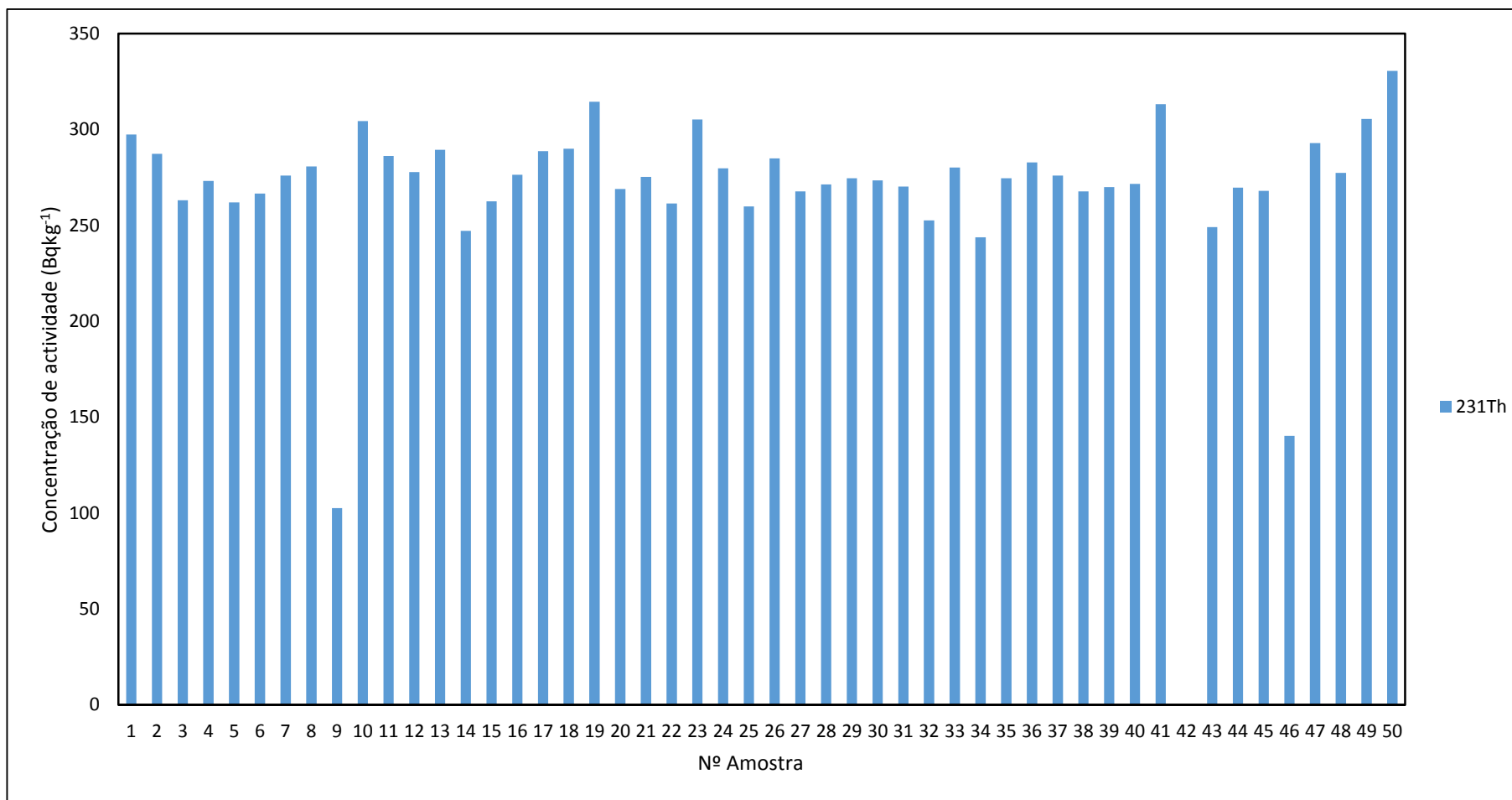


Figura 21: Concentração da actividade em ²³¹Th (base de dados NOVANORM).

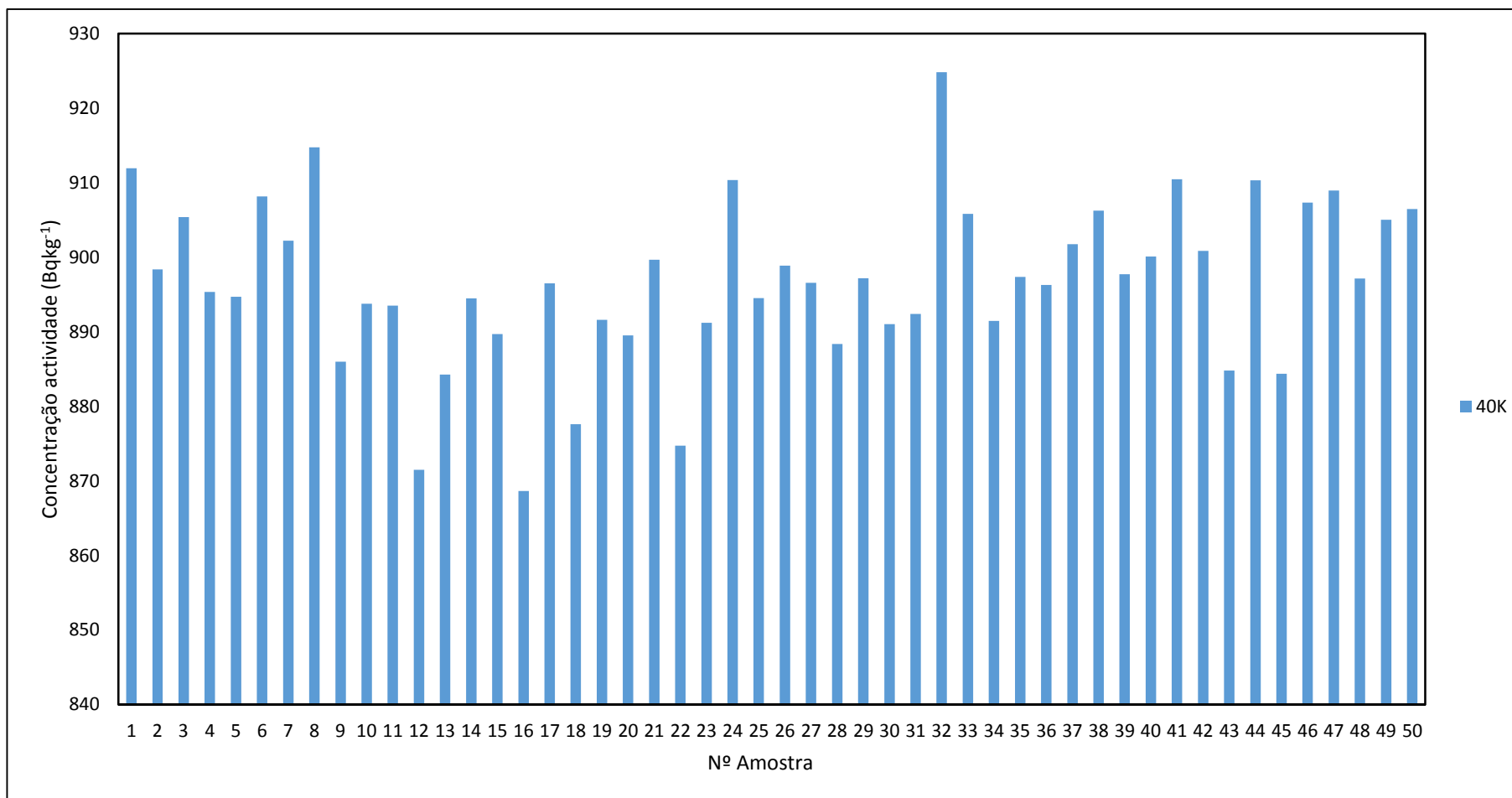


Figura 22: Concentração da actividade em ^{40}K (base de dados NOVANORM).

7.2.1 Tratamento Estatístico dos dados

Os dados foram tratados estatisticamente recorrendo ao *software* SPSS. Efectuaram-se os histogramas da concentração da actividade e submeteu-se esta variável ao teste de Anderson-Darling (testa a hipótese de que uma amostra é retirada de uma população com uma dada distribuição específica). Foi adoptado um nível de significância de 0.01 de forma a analisar se a concentração de actividade de cada radionuclídeo se ajustava a uma distribuição normal. Nas tabelas 10 e 11 são apresentados os parâmetros estatísticos da concentração da actividade nas amostras de solo referente à área em estudo. As figuras seguintes mostram a distribuição da frequência da concentração da actividade para cada radionuclídeo identificado pela base de dados Falcon e pela base de dados NOVANORM.

Tabela 10: Parâmetros estatísticos da concentração de actividade (Falcon).

Radionuclídeo	Min.	Max.	Média	Desvio Padrão	Curtosis	Assimetria	Teste
²³⁵ U	0.66	4.69	2.35	0.98	-0.07	0.42	0.50
²²⁶ Ra	41.62	52.61	46.66	2.02	0.72	0.18	0.83
²³² Th	35.69	42.63	38.58	1.76	-0.68	0.52	0.01
⁴⁰ K	868.65	924.85	896.81	11.06	0.62	-0.29	0.41

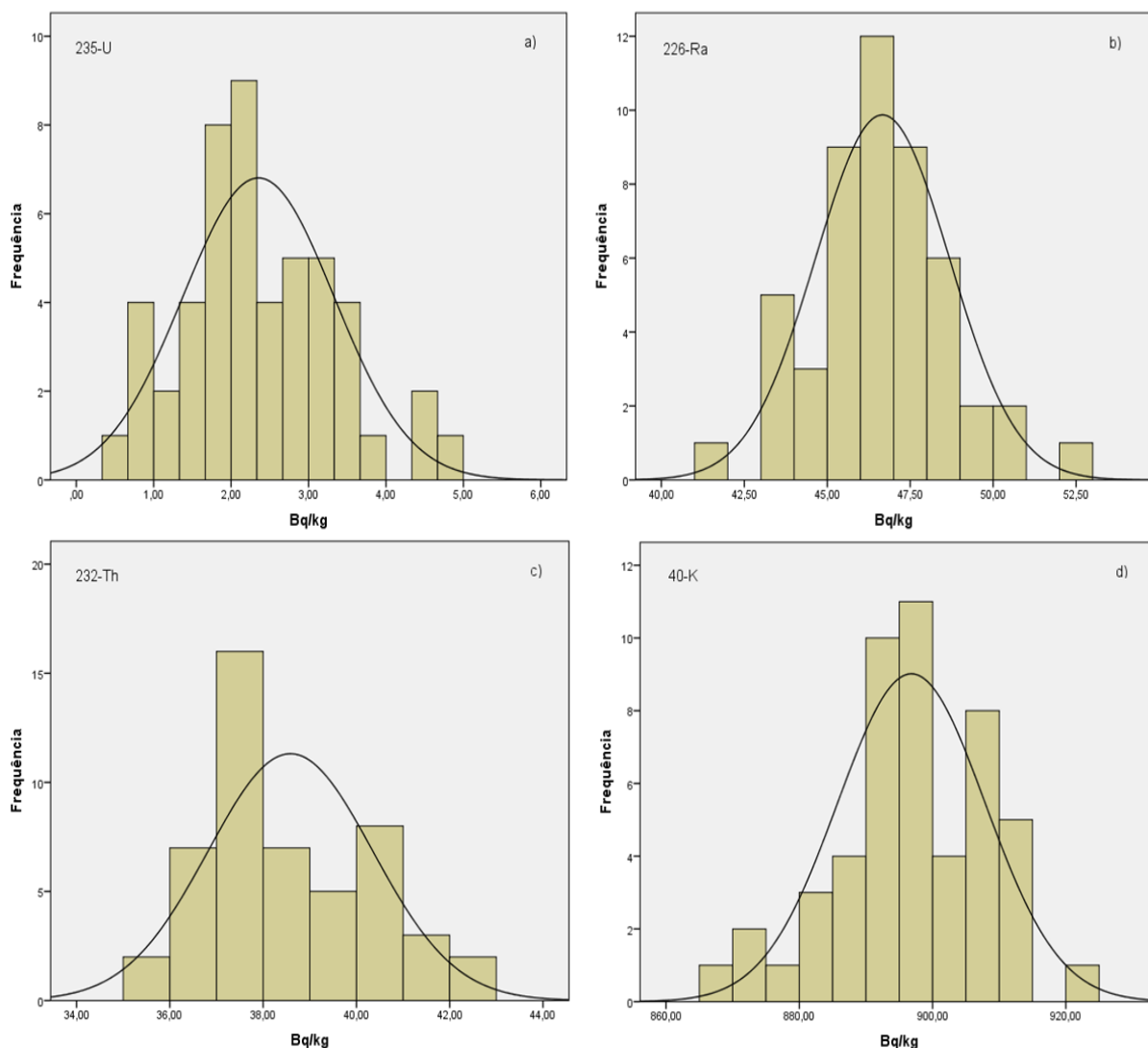


Figura 23: Histogramas da concentração da actividade em ^{235}U (a), ^{226}Ra (b), ^{232}Th (c) e ^{40}K (d) (Falcon).

Analisando os histogramas da figura 23 pode verificar-se que a concentração da actividade em ^{235}U e ^{232}Th (figuras 23a e 23c) apresentam uma assimetria positiva com maior pico de frequência à esquerda. Relativamente ao ^{226}Ra (figura 23b) podemos afirmar que o histograma comporta-se de forma simétrica com a média localizada no centro do histograma (ponto de pico). O histograma da concentração da actividade em ^{40}K (figura 23d) tem o mesmo comportamento que o histograma referente ao ^{226}Ra (com a média e mediana localizada no centro).

Os histogramas da concentração da actividade da figura 23 apresentam maior frequência nos seguintes valores 1.667 e 2.333 Bqkg^{-1} ; 46.50 Bqkg^{-1} ; 37.50 Bqkg^{-1} e 900 Bqkg^{-1} para o ^{235}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K , respectivamente.

Tabela 11: Parâmetros estatísticos da concentração da actividade (NOVANORM).

Radionuclídeo	Série ²³⁵ U (Bq/kg)		Série ²³⁸ U (Bq/kg)			Série ²³² Th (Bq/kg)					⁴⁰ K (Bq/kg)
	²¹¹ Bi	²³¹ Th	²¹⁴ Bi	²¹⁴ Pb	²²⁶ Ra	²⁰⁸ Tl	²¹² Bi	²¹² Pb	²²⁴ Ra	²²⁸ Ac	⁴⁰ K
Min.	0.14	102.68	39.01	35.76	83.81	13.31	16.55	26.9	0.09	25.76	868.65
Max.	30.56	330.59	46.33	48.19	125.26	16.87	27.88	37.78	26.77	32.82	924.85
Média	13,41	271.56	42.18	42.14	101.42	14.9	21.9	33.06	7.94	28.75	896.81
Desvio Padrão	7.77	36.01	1.69	3.00	17.32	0.69	2.79	2.43	5.66	1.71	11.06
Curtosis	-0.65	12.75	-0.17	-0.47	2.03	0.45	-0.38	-0.46	2.33	-0.09	0.62
Assimetria	0.28	-3.08	0.36	0.07	1.03	0.11	0.17	-0.19	1.15	0.51	-0.29
Teste	0.50	1.70E-03	0.59	0.77	0.41	0.97	0.87	0.60	0.54	0.53	0.41

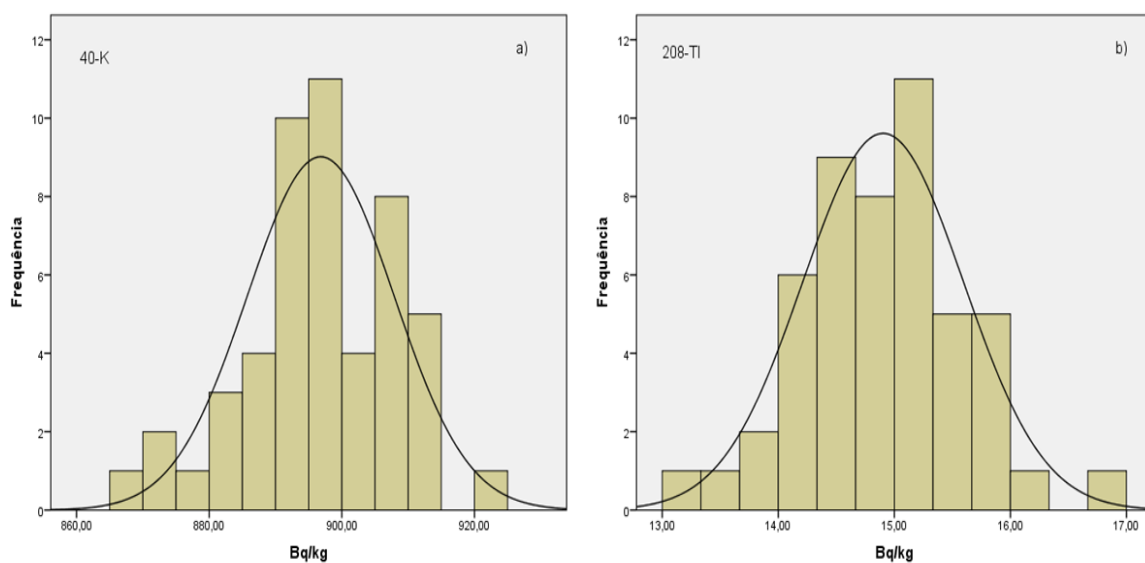


Figura 24: Histogramas da concentração da actividade em ⁴⁰K (a), ²⁰⁸Tl (b) (NOVANORM).

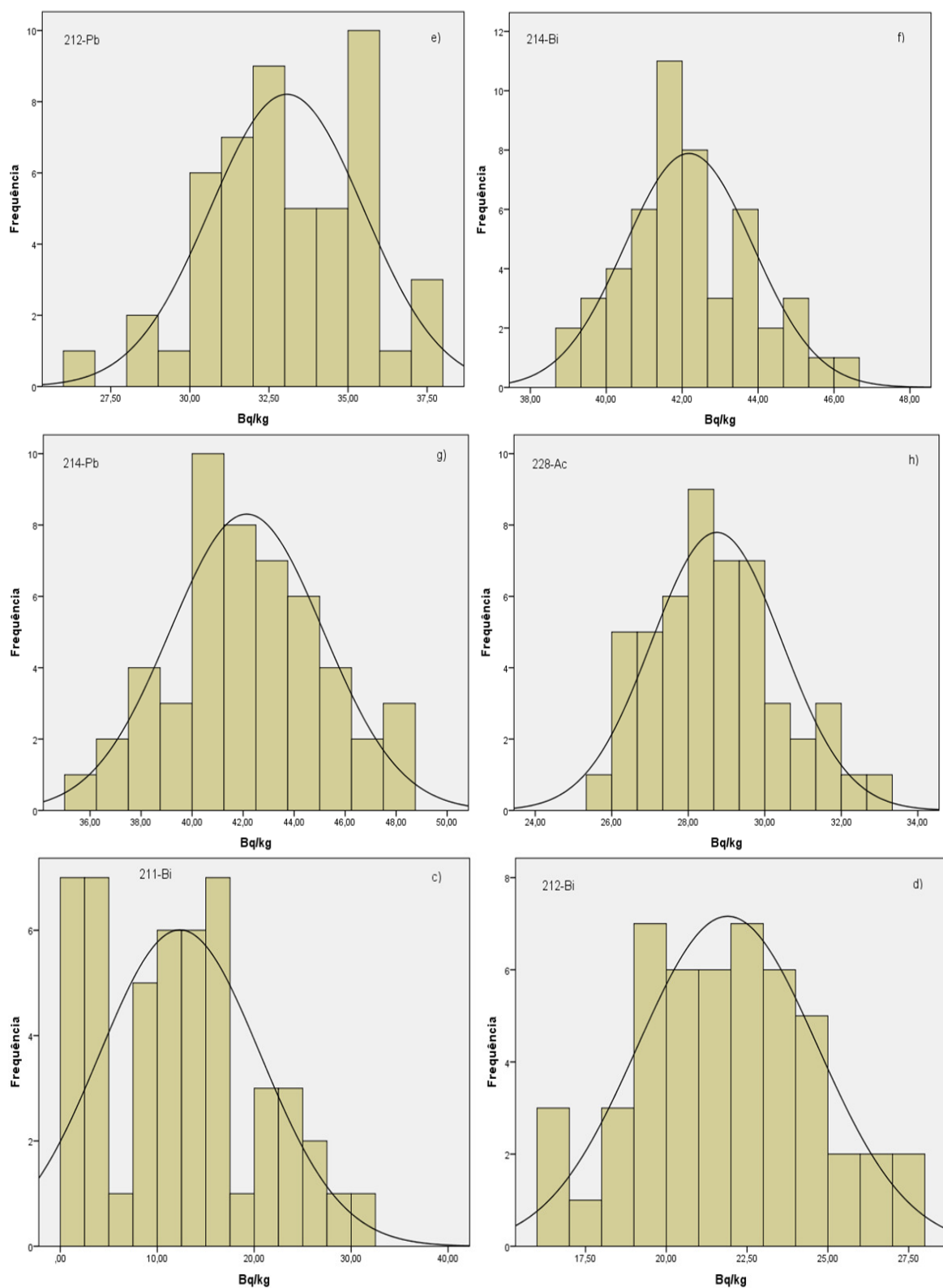


Figura 25: Histogramas da concentração da actividade em ^{212}Pb (e), ^{214}Bi (f), ^{214}Pb (g), ^{228}Ac (h), ^{211}Bi (c) e ^{212}Bi (d) (NOVANORM).

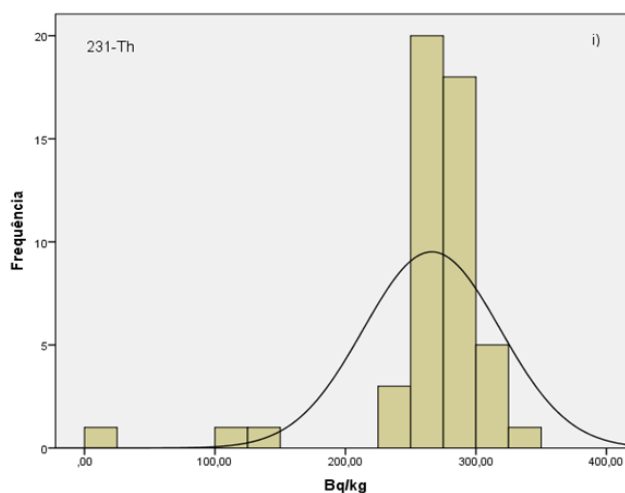


Figura 26: Histograma da concentração da actividade em ^{231}Th (i) (NOVANORM).

Os histogramas das figuras 24, 25 e 26 resultam dos valores obtidos com a base de dados NOVANORM. No que diz respeito aos histogramas da concentração da actividade em ^{40}K , ^{208}Tl (figura 24a e 24b, respectivamente), ^{212}Bi , ^{214}Bi , ^{228}Ac (figura 25d, 25f e 25h, respectivamente), estes comportam-se de forma simétrica com a média e mediana aproximadamente iguais e localizam-se no centro do histograma. Os histogramas da concentração da actividade em ^{211}Bi , ^{212}Pb e ^{214}Pb (figura 25c, 25e e 25g, respectivamente) apresentam uma assimetria positiva (à direita) com tendência em apresentar maior frequência para os menores valores da concentração da actividade e cauda maior à direita, enquanto os histogramas com assimetria à esquerda têm tendência em apresentar maior frequência para os maiores valores da concentração da actividade e cauda maior à esquerda, como é o caso do histograma da concentração da actividade em ^{231}Th (figura 26i).

7.2.2 Representação espacial da concentração da actividade

Para a representação espacial dos valores da concentração da actividade foi utilizado o programa Surfer 8 (Golden Software). Foram elaborados mapas de isovalores para a concentração da actividade no solo. Nas figuras seguintes estão representadas as linhas de isoconcentração da actividade para os radionuclídeos identificados com a base de dados Falcon bem como a representação tridimensional (3D). A localização da CT encontra-se indicada pelo círculo preenchido de cor vermelha.

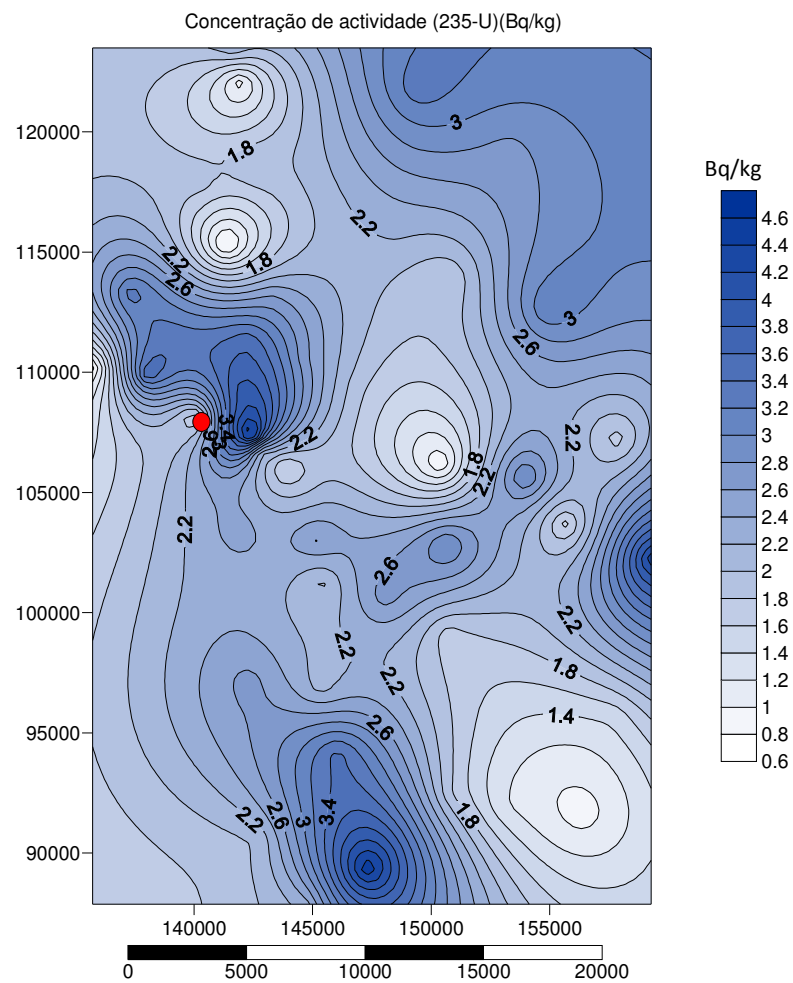


Figura 27: Representação espacial da concentração da actividade em ^{235}U .

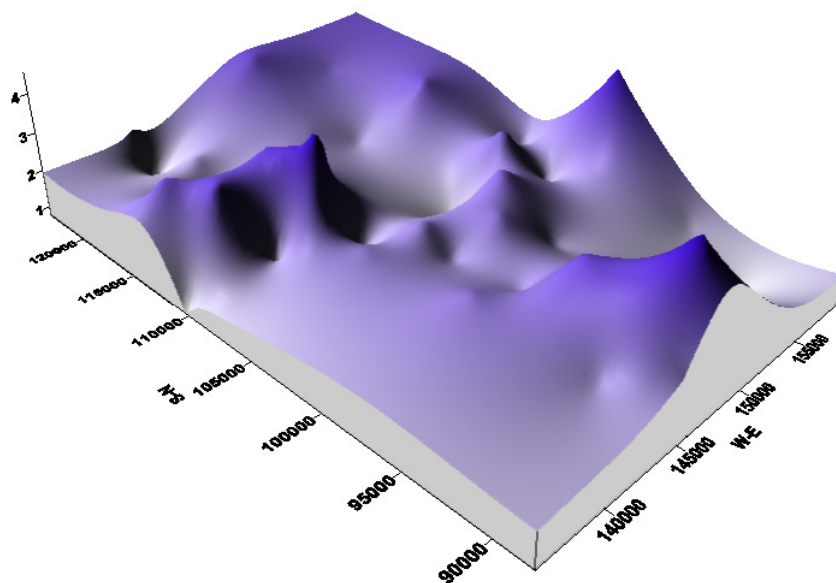


Figura 28: Representação 3D da concentração da actividade em ^{235}U .

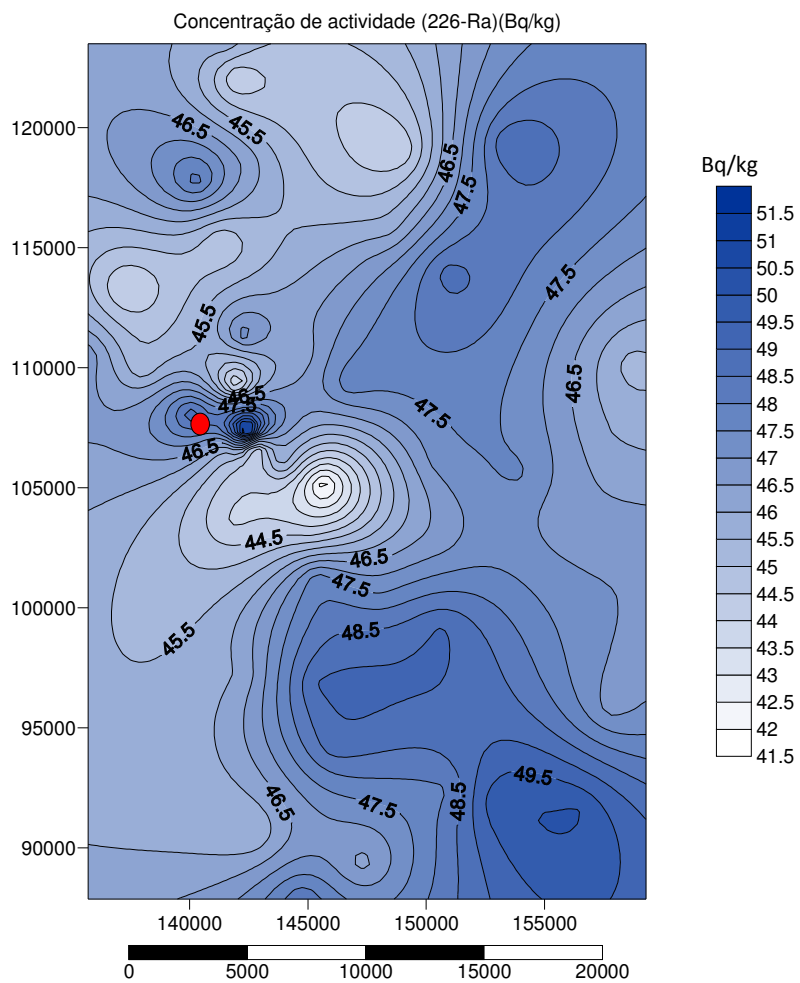


Figura 29: Representação espacial da concentração da actividade em ^{226}Ra .

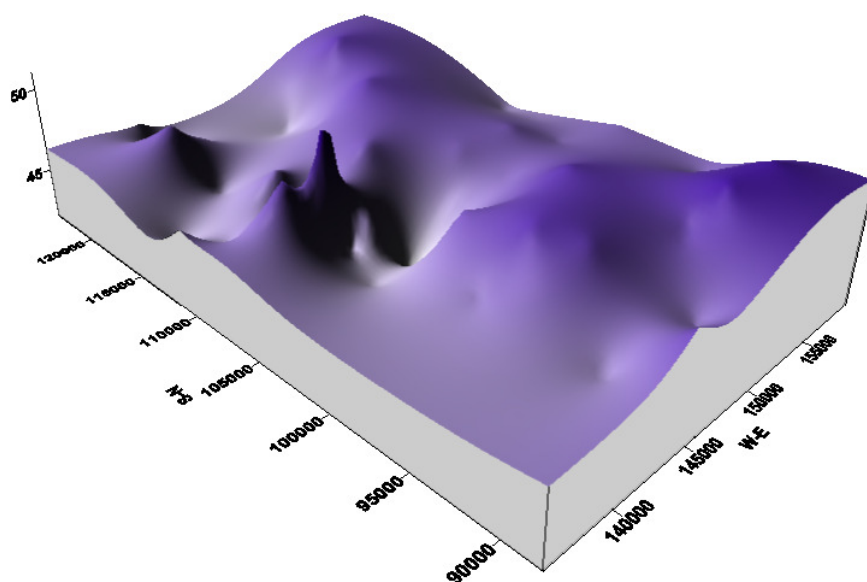


Figura 30: Representação 3D da concentração da actividade em ^{226}Ra .

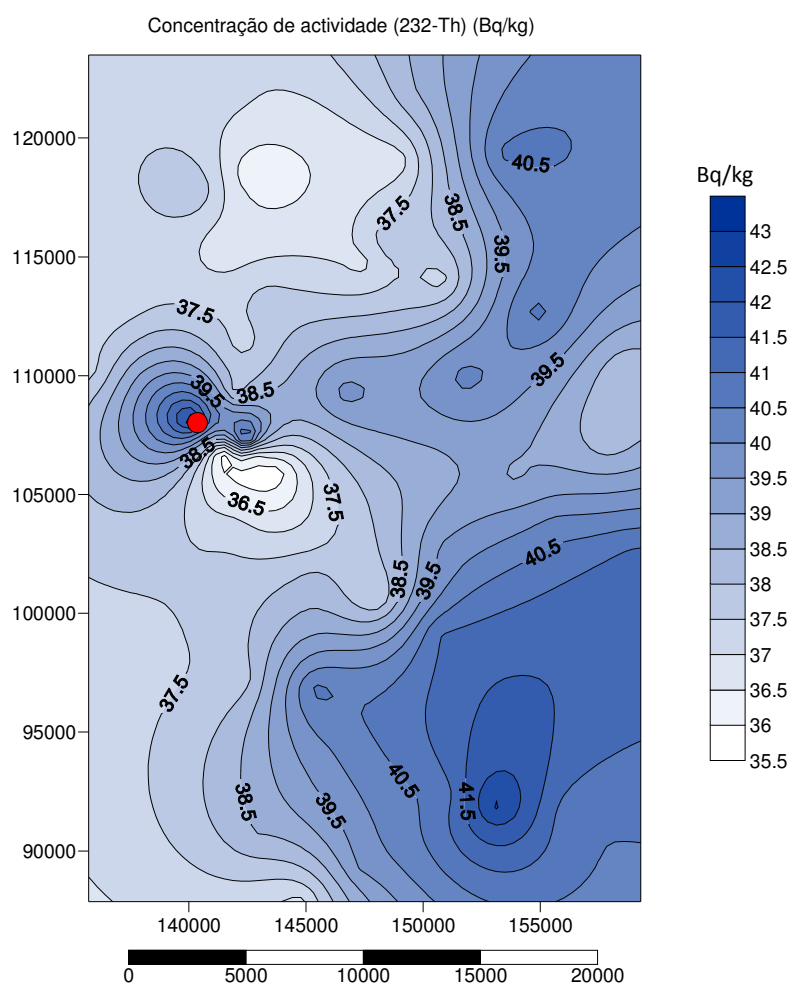


Figura 31: Representação espacial da concentração da actividade em ^{232}Th .

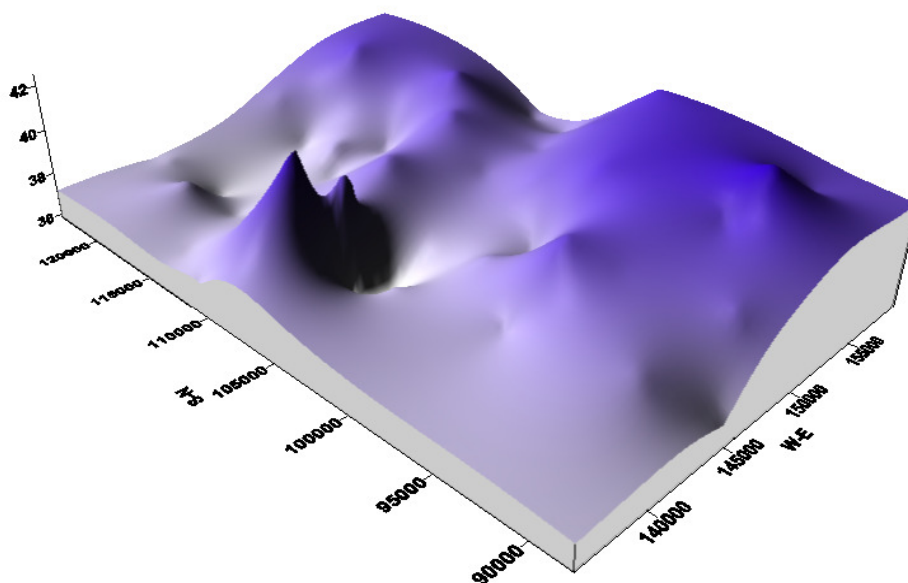


Figura 32: Representação 3D da concentração da actividade em ^{232}Th .

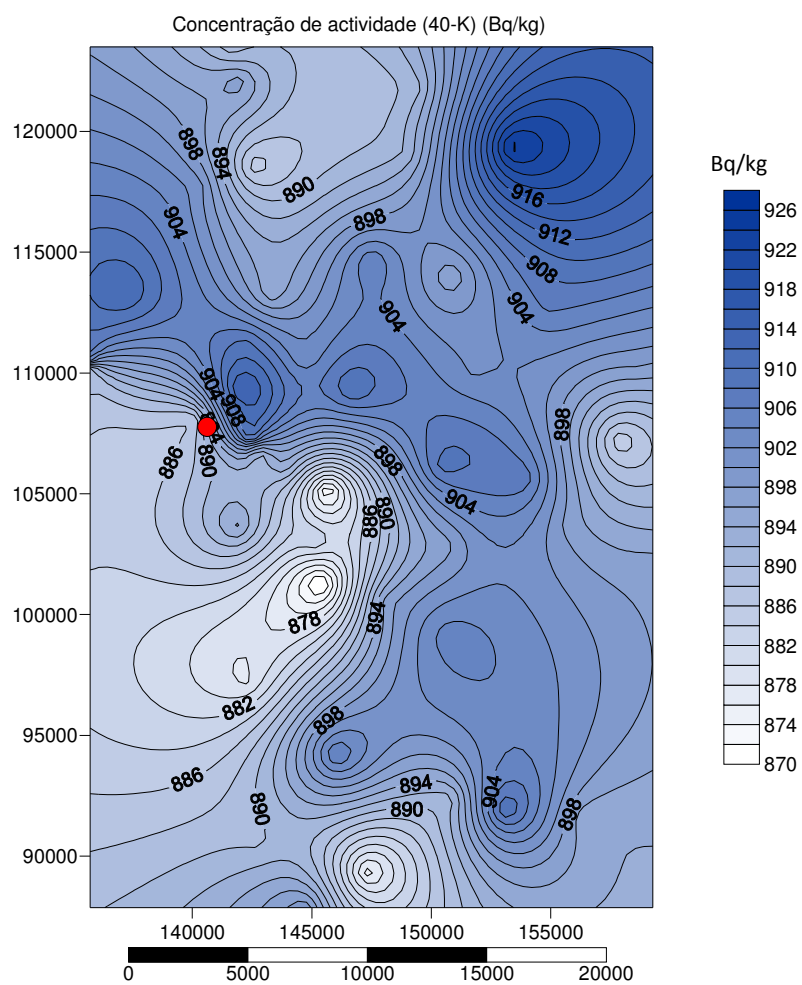


Figura 33: Representação espacial da concentração da actividade em ^{40}K .

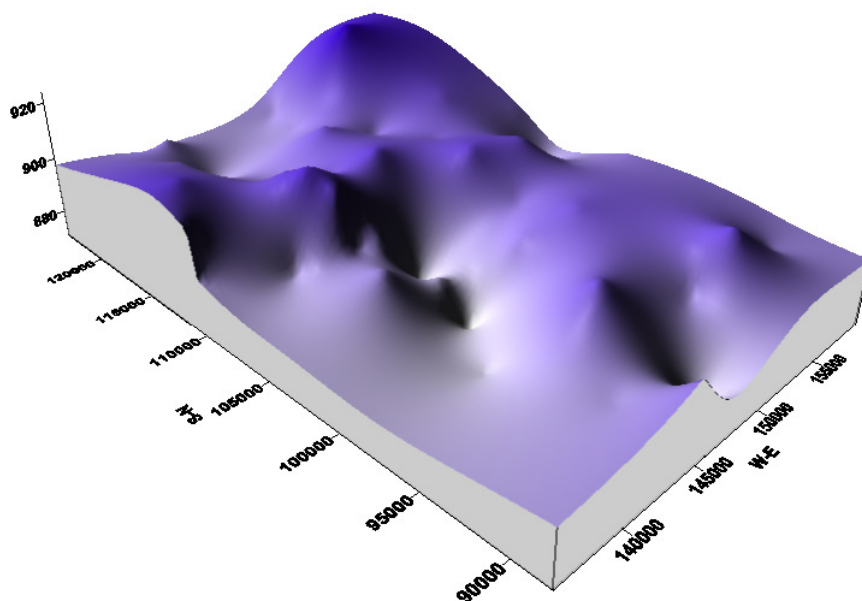


Figura 34: Representação 3D da concentração da actividade em ^{40}K .

7.3 Avaliação radiológica

Na Tabela 12 estão representados os valores calculados para o índice da actividade equivalente em rádio (R_{eq} , $Bqkg^{-1}$), a taxa de dose absorvida no ar (D , $nGyh^{-1}$), o índice de radiação gama (I_{γ}), o índice de perigo externo (H_{ext}) e interno (H_{int}), a taxa de dose efectiva anual no exterior (E_{ext} , mSv/a) e no interior (E_{int} , mSv/a) e os riscos de mortalidade por efeitos cancerígenos (R_{EC}) e de efeitos hereditários severos (R_{EH}). Estes resultados foram obtidos com os valores da concentração da actividade pela base de dados Falcon.

Tabela 12: Valores calculados para os seguintes parâmetros: R_{eq} ($Bqkg^{-1}$), D ($nGyh^{-1}$), E_{ext} (mSv/a), E_{int} (mSv/a), H_{ext} , H_{int} , I_{yr} , R_{EC} e R_{EH} .

Nº Amostra	R_{eq} ($Bqkg^{-1}$)	D ($nGyh^{-1}$)	E_{ext} (mSv/a)	E_{int} (mSv/a)	H_{ext}	H_{int}	I_{yr}	$R_{EC} \times 10^{-3}$	$R_{EH} \times 10^{-3}$
1	160.780	81.101	0.099	0.398	0.451	0.399	1.272	0.348	0.070
2	159.805	80.544	0.099	0.395	0.449	0.401	1.262	0.346	0.069
3	163.620	82.342	0.101	0.404	0.459	0.416	1.289	0.353	0.071
4	163.812	82.273	0.101	0.404	0.459	0.414	1.289	0.353	0.071
5	162.537	81.730	0.100	0.401	0.456	0.413	1.280	0.351	0.070
6	164.236	82.653	0.101	0.405	0.461	0.419	1.294	0.355	0.071
7	164.227	82.553	0.101	0.405	0.460	0.416	1.293	0.354	0.071
8	161.335	81.356	0.100	0.399	0.453	0.399	1.276	0.349	0.070
9	171.767	85.735	0.105	0.421	0.481	0.447	1.342	0.368	0.074
10	159.361	80.332	0.099	0.394	0.447	0.404	1.258	0.345	0.069
11	159.691	80.478	0.099	0.395	0.448	0.405	1.260	0.345	0.069
12	155.874	78.465	0.096	0.385	0.437	0.387	1.231	0.337	0.067
13	159.655	80.323	0.099	0.394	0.448	0.402	1.259	0.345	0.069
14	159.922	80.537	0.099	0.395	0.449	0.400	1.262	0.346	0.069
15	162.261	81.576	0.100	0.400	0.455	0.415	1.277	0.350	0.070
16	163.365	81.855	0.100	0.402	0.458	0.424	1.281	0.351	0.070
17	163.763	82.323	0.101	0.404	0.459	0.420	1.289	0.353	0.071
18	161.507	81.101	0.099	0.398	0.453	0.413	1.270	0.348	0.070
19	169.526	84.820	0.104	0.416	0.475	0.440	1.327	0.364	0.073
20	162.763	81.761	0.100	0.401	0.456	0.413	1.281	0.351	0.070
21	164.139	82.548	0.101	0.405	0.460	0.423	1.291	0.354	0.071
22	164.145	82.223	0.101	0.403	0.460	0.421	1.288	0.353	0.071
23	168.487	84.336	0.103	0.414	0.472	0.435	1.320	0.362	0.072
24	174.697	87.302	0.107	0.428	0.489	0.454	1.367	0.375	0.075
25	170.645	85.365	0.105	0.419	0.478	0.446	1.335	0.366	0.073
26	168.653	84.462	0.104	0.414	0.472	0.431	1.323	0.363	0.073
27	168.799	84.506	0.104	0.415	0.473	0.432	1.324	0.363	0.073
28	160.897	80.944	0.099	0.397	0.451	0.409	1.268	0.347	0.069
29	159.988	80.598	0.099	0.395	0.449	0.400	1.263	0.346	0.069
30	162.439	81.630	0.100	0.400	0.456	0.411	1.279	0.350	0.070
31	158.987	80.110	0.098	0.393	0.446	0.398	1.256	0.344	0.069
32	171.702	86.128	0.106	0.423	0.481	0.440	1.349	0.370	0.074
33	162.527	81.860	0.100	0.402	0.456	0.412	1.282	0.351	0.070
34	158.753	79.998	0.098	0.392	0.446	0.398	1.254	0.343	0.069
35	167.032	83.737	0.103	0.411	0.468	0.426	1.312	0.359	0.072
36	164.806	82.806	0.102	0.406	0.462	0.426	1.295	0.355	0.071
37	168.414	84.417	0.104	0.414	0.472	0.432	1.322	0.362	0.072
38	169.118	84.764	0.104	0.416	0.474	0.433	1.328	0.364	0.073
39	162.429	81.700	0.100	0.401	0.456	0.410	1.280	0.351	0.070
40	163.044	82.008	0.101	0.402	0.457	0.413	1.285	0.352	0.070
41	175.394	87.673	0.108	0.430	0.491	0.463	1.371	0.376	0.075
42	165.645	83.212	0.102	0.408	0.464	0.426	1.302	0.357	0.071
43	159.969	80.513	0.099	0.395	0.449	0.408	1.260	0.346	0.069
44	168.324	84.470	0.104	0.414	0.472	0.431	1.323	0.363	0.073
45	162.484	81.597	0.100	0.400	0.456	0.414	1.278	0.350	0.070
46	166.806	83.770	0.103	0.411	0.468	0.426	1.312	0.360	0.072
47	166.243	83.533	0.102	0.410	0.466	0.424	1.308	0.359	0.072
48	165.995	83.284	0.102	0.409	0.465	0.424	1.304	0.357	0.071
49	171.000	85.610	0.105	0.420	0.479	0.442	1.340	0.367	0.073
50	169.381	84.913	0.104	0.417	0.475	0.437	1.329	0.364	0.073
Min	155.874	78.465	0.096	0.385	0.437	0.387	1.231	0.337	0.067
Max	175.394	87.673	0.108	0.430	0.491	0.463	1.371	0.376	0.075
Média	164.615	82.678	0.101	0.406	0.462	0.420	1.295	0.355	0.071

7.3.1 Actividade equivalente em rádio

A actividade equivalente em rádio calculada pela equação (1) é apresentada na figura 35. O valor limite de actividade equivalente em rádio é de 370 Bqkg^{-1} (UNSCEAR, 2000).

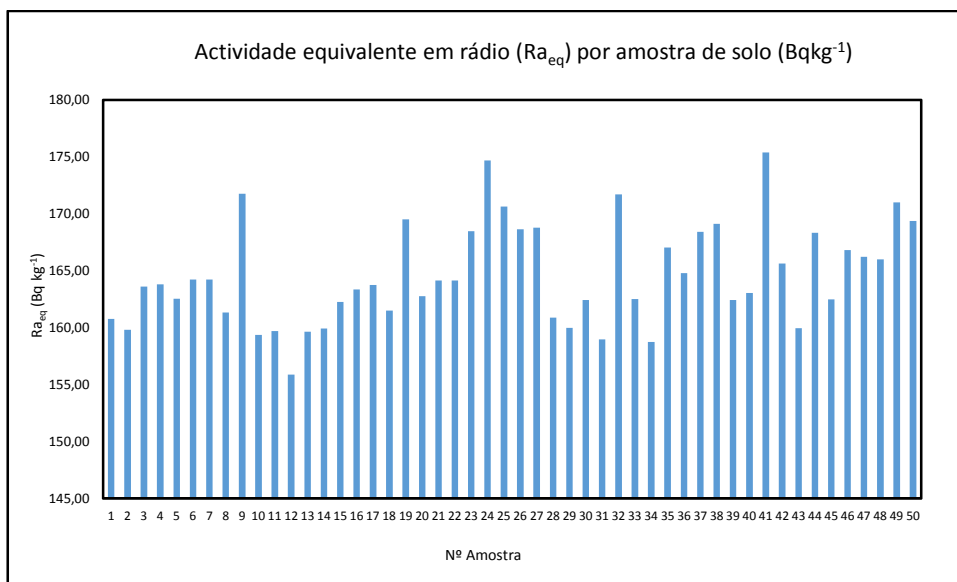


Figura 35: Actividade equivalente em (Ra_{eq}) calculada para cada uma das amostras de solo.

7.3.2 Taxa de dose absorvida no ar

A taxa de dose absorvida no ar (D) referente à exposição a 1 metro do solo e calculada na equação (2) encontra-se representada na figura 36. O valor médio mundial é de 57 nGyh^{-1} (UNSCEAR, 2000) e o valor limite recomendado pelo UNSCEAR (2000) é de 80 nGyh^{-1} . No anexo B está representado o mapa da taxa de dose absorvida no ar bem como a sua representação tridimensional (3D).

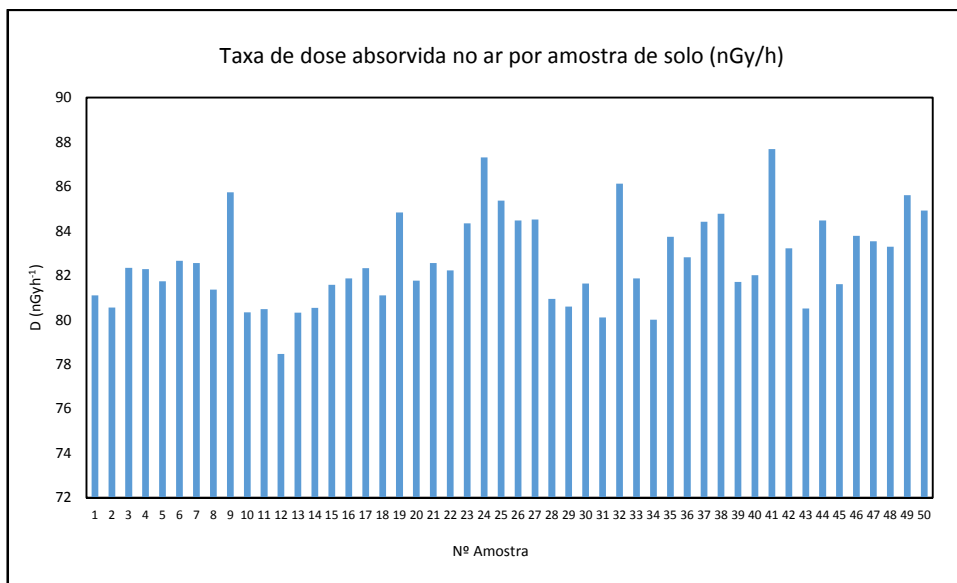


Figura 36: Taxa de dose absorvida no ar (D) calculada para cada uma das amostras de solo.

7.3.3 Dose efectiva anual externa

A dose efectiva anual externa (ou no exterior - *outdoor*) (E_{ext}) calculada pela equação (3) encontra-se representada na figura 37. O valor limite recomendado pelo UNSCEAR (2000) é de 1.

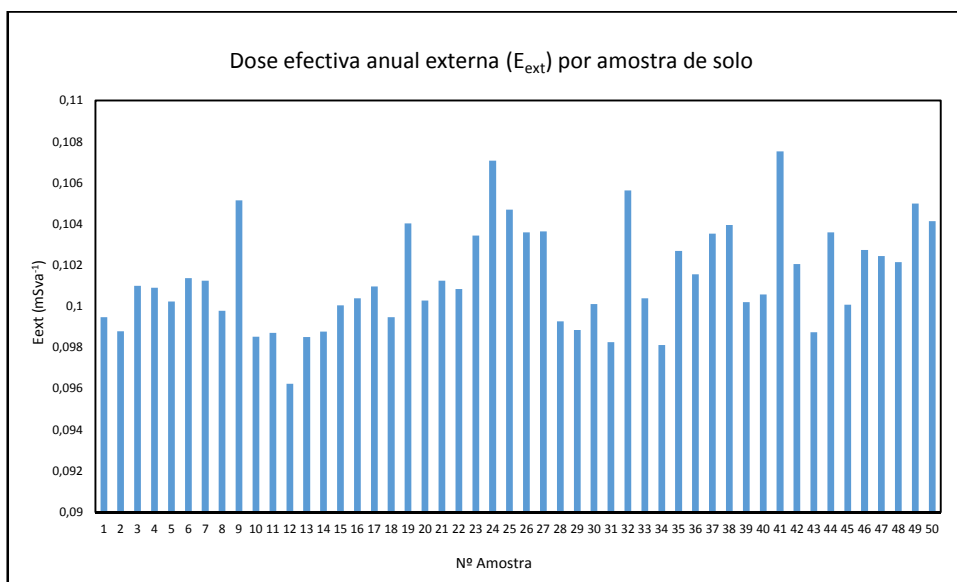


Figura 37: Dose efectiva anual externa (E_{ext}) calculada para cada umas das amostras de solo.

7.3.4 Índice de perigo externo e interno

Os índices de perigo externo (H_{ext}) e interno (H_{int}) calculados pelas equações (5) e (6), respectivamente, são apresentados na figura 38. O valor limite recomendado pelo UNSCEAR (2000) é de 1.

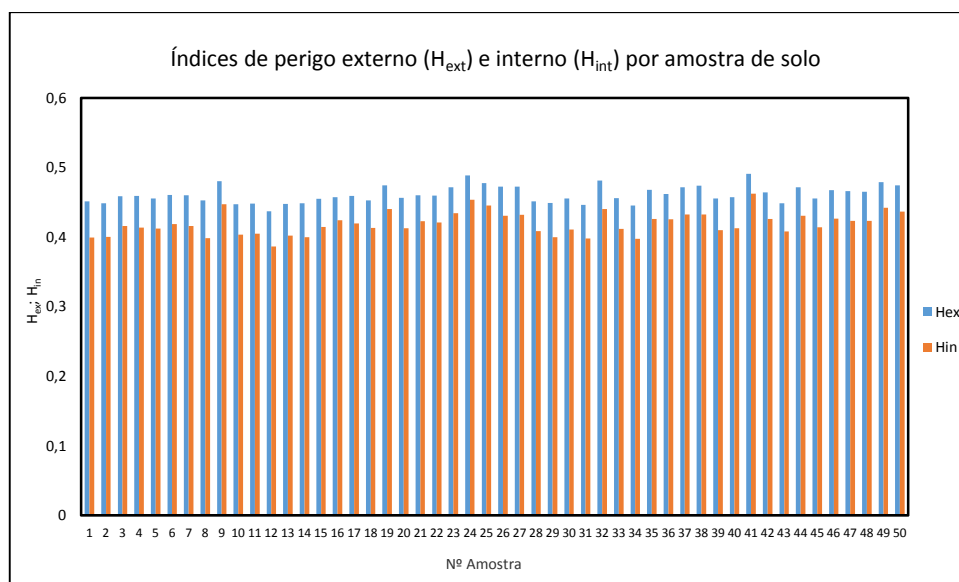


Figura 38: Índice de perigo externo (H_{ext}) e interno (H_{int}) para cada uma das amostras de solo.

Os valores médios obtidos para a concentração da actividade ($Bqkg^{-1}$) em ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K nas amostras de solo foram comparados com os valores obtidos em alguns estudos realizados em diversos países (Tabela 13). O valor médio obtido para a taxa de dose absorvida no ar ($nGyh^{-1}$) também foi comparado (Tabela 14) com resultados publicados referentes a diferentes cidades Portuguesas, bem como com resultados referentes a outros países. Na figura 39 estão representadas algumas cidades de Portugal Continental e ilhas com as respectivas taxas de dose absorvida no ar. Para comparação com os resultados obtidos no presente trabalho foram escolhidas as cidades que apresentam taxas de dose absorvida no ar mais elevadas (Amaral et al. 1992). Estes valores da taxa de dose são quase todos superiores ao limite recomendado pelo UNSCEAR (2000) (Tabela 14 e figura 39).

Tabela 13: Comparação da concentração da actividade média (Bqkg⁻¹), obtida nas amostras de solo recolhidas em Sines, com os resultados de diferentes países.

Cidade/País	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	Referência
Ankara/Turquia	28.16 ^{n.e}	25.88 ^{n.e}	371.73 ^{n.e}	Cevik et al., 2007
Velilla del Rio Carrión/Espanha	39.00 ^c	43.00 ^c	445.00 ^c	Charro et al., 2013
Baoji/China	40.30 ^{n.e}	59.60 ^{n.e}	781.20 ^{n.e}	Lu et al., 2012
Grécia	45.00 ^c	32.50 ^c	337.00 ^c	Papaefthymiou et al., 2013
Figueira/Brasil	133.00 ^a	39.00 ^a	233.00 ^a	Flues et al., 2002
Obrenovac/Sérvia	67.80 ^b	68.10 ^b	590.00 ^b	Vitorovic et al., 2012
Sines/Portugal	46.66 ^d	38.58 ^d	896.81 ^d	Presente estudo

^aHorizonte A

^bSolo cultivado

^cSolo superficial (0 – 5 cm de profundidade)

^dSolo superficial (0 – 10 cm de profundidade)

^{n.e}Não especificada a profundidade

Tabela 14: Comparação da taxa de dose absorvida no ar registada em Portugal (Continental e Arquipélago dos Açores) com os resultados registados em outros países.

Cidade/País	D (nGyh ⁻¹)	Referência
Braga/Portugal	152.20	Amaral et al., 1992
Porto/Portugal	143.30	Amaral et al., 1992
Viana do Castelo/Portugal	140.40	Amaral et al., 1992
Guarda/Portugal	122.90	Amaral et al., 1992
Vila Real/Portugal	111.70	Amaral et al., 1992
Aveiro/Portugal	66.50	Amaral et al., 1992
Bragança/Portugal	94.20	Amaral et al., 1992
Castelo Branco/Portugal	89.50	Amaral et al., 1992
Coimbra/Portugal	69.90	Amaral et al., 1992
Évora/Portugal	64.10	Amaral et al., 1992
Portalegre/Portugal	64.10	Amaral et al., 1992
S.Miguel/Arquipélago de Açores	75.30	Amaral et al., 1992
Índia	83.50	Bhangare et al., 2014
Catalagzi/Turquia	53.85	Aytekine Baldik, 2007
Velilla del Rio Carrión/Espanha	58.00	Charro et al., 2013
Baoji/China	86.60	Lu et al., 2012
Grécia	63.00	Papaefthymiou et al., 2013
Lodz /Polónia	36.00	Bem et al., 2002
Sines/Portugal	82.68	Presente estudo

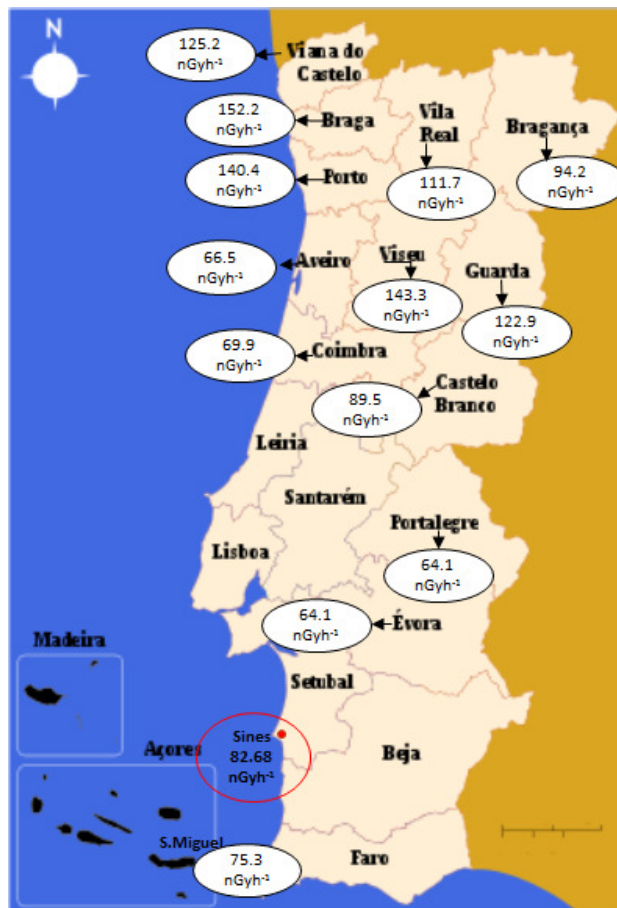


Figura 39: Valores da taxa de dose absorvida no ar (nGy h⁻¹) para algumas cidades de Portugal Continental e Arquipélago dos Açores (S. Miguel).

7.4 Cenário de exposição

7.4.1 Concentrações na biosfera

Para obter a concentração da actividade na vegetação, no leite e na carne calculadas a partir das equações da secção 6.4.3.1 e de acordo com o cenário definido considerou-se hipoteticamente que o carvão consumido na CT como combustível é importado da África do Sul. Adoptaram-se também os valores típicos para a concentração da actividade nas cinzas do carvão proveniente deste país que será posteriormente utilizado para estimar a taxa média da libertação dos radionuclídeos na atmosfera (NCAB, 2008).

Tabela 15: Concentração da actividade em ^{226}Ra e ^{232}Th nas cinzas de carvão (NCAB, 2008).

Radionuclídeos	Concentração nas cinzas (Bq/kg)		
	Min	Média	Max
^{226}Ra	215	218	221
^{232}Th	210	222	233

Considerando o pior cenário, optou-se pelos valores máximos da concentração de ^{226}Ra e ^{232}Th presentes nas cinzas do carvão. O urânio (^{235}U) e o potássio (^{40}K) não foram considerados, uma vez que a proporção do ^{235}U , quer no carvão quer nas cinzas, é desprezável e o ^{40}K também é desprezável dado que uma vez dentro do corpo humano, a sua concentração é controlada homeostaticamente.

Considerando que o cálculo da concentração da actividade no ar depende da taxa média da libertação dos radionuclídeos nas cinzas (Q_i) e do factor de dispersão (F) e que as concentrações mais elevadas ocorrem a 2, 10, 15 e 20 km da chaminé, foram simuladas várias situações com F (2 km), F (10 km) F (15 km) e F (20 km) para analisar a variação da concentração no ar (CA , Bq/m³) e posteriormente analisar a variação das doses resultantes segundo as trajectórias de exposição consideradas.

Considerando os dados da altura da chaminé ($H > 80\text{m}$) e x a distância onde potencialmente se encontra o receptor exposto: 2 km, 10 km, 15 km e 20 km os valores usados para o factor de dispersão no cálculo da concentração da actividade no ar (CA) foram os seguintes: 5×10^{-6} ; 3×10^{-7} ; 1×10^{-7} e 9×10^{-8} para F (2 km) F (10 km) F (15 km) e F (20 km), respectivamente (IAEA, 2001).

Tabela 16: Taxa média da libertação dos radionuclídeos nas cinzas (Q_i), concentração de radionuclídeos no ar (CA) e fluxo de deposição a F (2 km), F (10 km), F (15 km) e F (20 km).

Libertação	Q_i (Bq/s)	F (2 km)		F (10 km)		F (15 km)		F (20 km)	
		CA (Bq/m ³)	d_i (Bq/m ² .s)	CA (Bq/m ³)	d_i (Bq/m ² .s)	CA (Bq/m ³)	d_i (Bq/m ² .s)	CA (Bq/m ³)	d_i (Bq/m ² .s)
^{226}Ra	14.12	3.148×10^{-6}	3.644×10^{-8}	1.890×10^{-7}	2.187×10^{-9}	6.297×10^{-8}	7.289×10^{-10}	5.668×10^{-8}	6.560×10^{-10}
^{232}Th	14.89	3.320×10^{-6}	3.842×10^{-8}	1.992×10^{-7}	2.305×10^{-9}	6.639×10^{-8}	7.684×10^{-10}	5.975×10^{-8}	6.916×10^{-10}

A concentração da actividade na vegetação, no leite e na carne calculadas a partir das equações da secção 6.4.3.1, são apresentadas no Anexo D (Tabela D.1, D.2, D.3 e

D.4) para diferentes F considerados. Os resultados obtidos para a dose efectiva anual e respectivo risco de mortalidade por efeitos cancerígenos e por efeitos hereditários são apresentados no Anexo D (Tabela D.5) para os vários valores considerados para o factor de dispersão (F).

No anexo D (figura D.1 e D.2) encontra-se representada a variação espacial da dose efectiva anual para as distâncias $x = 2$ km e $x = 10$ km. Foram escolhidas estas duas situações em particular pelo facto dos valores obtidos para a dose efectiva anual resultante da exposição interna a 2 km serem ligeiramente superiores aos valores obtidos para a distância de 10 km. Os mapas (Anexo D: figura D.1 e figura D.2) representam as linhas de isodose com contornos contínuos para as duas distâncias mencionadas anteriormente.

CAPÍTULO 8

DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

8.1 Densidade aparente da amostra

Os valores obtidos para a densidade aparente (Tabela A.1) variam de 0.73 a 1.79, com um valor médio de 1.33 ± 0.24 (Figura 17). Esta variabilidade é visível de amostra para amostra pois o valor da densidade aparente raramente se repete em mais de duas amostras distintas, exceptuando dois grupos de amostras (11, 16, 31 e 14); (15 e 34) com densidade aparente de 1.53 e 1.57, respectivamente. Estes resultados reflectem a variabilidade do tipo de solo recolhido.

Os valores da densidade aparente para algumas amostras são inferiores ao que seria de esperar, pois não foi possível obter uma quantidade suficiente de amostra moída que preenchesse na totalidade o recipiente (amostras Nº 10, 32, 35, 47 e 48). Para o programa ISOCS foram considerados apenas 5 valores de densidade: 1, 1.4, 1.5, 1.6 e 1.8, caso contrário seria necessário calibrar o equipamento para cada valor de densidade aparente (cerca de 50 vezes).

8.2 Concentração da actividade obtida por espectrometria de radiação γ

A concentração da actividade dos radionuclídeos naturais foi medida em 50 amostras de solo recolhidos na envolvente da CT. Os resultados obtidos encontram-se representados nas Tabelas 6 e 7 referindo-se à concentração da actividade obtida com a base de dados FALCON (^{235}U , ^{226}Ra , ^{232}Th e ^{40}K) e à concentração da actividade obtida com a base de dados NOVANORM (^{40}K , ^{208}Tl , ^{211}Bi , ^{212}Bi , ^{212}Pb , ^{214}Pb , ^{208}Ac , ^{231}Th , ^{235}U , ^{224}Ra e ^{232}Th), respectivamente. Estes resultados quantitativos devem ser interpretados com algumas reservas uma vez que se detectaram diversas interferências nas leituras dos picos de energia e que não foram corrigidas dada a sua complexidade e necessidade de um tempo de análise muito elevado para cada amostra de solo devido às baixas

concentrações de actividade presentes nestes materiais (na ordem das 30 horas por amostra).

Os valores obtidos variaram entre 0.60 e 4.60 Bqkg⁻¹ para o ²³⁵U, com um valor médio de 2.35 ± 0.96 Bqkg⁻¹; de 41.62 a 52.61 Bqkg⁻¹ para o ²²⁶Ra, com um valor médio de 46.66 ± 2.07 Bqkg⁻¹; para o ²³²Th variaram entre 35.69 e 42.63 Bqkg⁻¹, com um valor médio de 38.58 ± 2.76 Bqkg⁻¹ e para o ⁴⁰K variaram de 868.65 a 924.85 Bqkg⁻¹, com um valor médio de 896.81 ± 11.06 Bqkg⁻¹.

As concentrações da actividade em ²¹⁴Bi, ²¹⁴Pb e ²²⁶Ra variaram de 39.01 a 53.98 Bqkg⁻¹; de 35.76 a 48.14 Bqkg⁻¹ e de 83.8 a 123.26 Bqkg⁻¹, com valores médios de 42.63 ± 1.69 , 42.16 ± 3.00 e 101.42 ± 17.32 Bqkg⁻¹, respectivamente. As concentrações da actividade em ²⁰⁸Tl, ²¹²Bi, ²¹²Pb, ²²⁴Ra e ²²⁸Ac variaram de 13.31 a 16.87 Bqkg⁻¹; de 16.55 a 40.94 Bqkg⁻¹; de 26.90 a 37.78 Bqkg⁻¹; de 0.09 a 26.77 Bqkg⁻¹ e de 25.76 a 39.90 Bqkg⁻¹; com valores médios de 14.90 ± 0.69 ; 22.53 ± 2.79 ; 33.09 ± 2.43 ; 7.92 ± 5.66 e 29.22 ± 1.71 Bqkg⁻¹, respectivamente.

Comparando os valores da concentração da actividade entre amostras, observou-se que, no caso do ²²⁶Ra, o menor valor ocorre na amostra Nº 12 que corresponde à amostragem dentro da área dos 6 km; o valor mais elevado ocorre na amostra Nº 41 que corresponde à amostragem na área compreendida entre 6 e 20 km. Observou-se que o mesmo acontece com a concentração da actividade para o ²³²Th, ²¹⁴Pb e ²³¹Th. A menor concentração do ²³²Th ocorre dentro da área de 6 km (amostra Nº 10) e o valor mais elevado ocorre na amostra Nº 24, na área compreendida entre 6 e 20 km. Os radionuclídeos ²¹⁴Pb, ²³¹Th apresentam valores mais elevados para a concentração da actividade dentro da área de 6 km nas amostras Nº 34 e Nº 9, e na área compreendida entre 6 e 20 km nas amostras Nº 25 e Nº 50, respectivamente.

Com excepção do ²³¹Th os dados seguem uma distribuição normal de acordo com o teste de normalidade de Anderson-Darling (p-valor superior a 0.05). A variabilidade dos dados pode ser observado nas figuras 23, 24, 25 e 26, através do histograma dos valores da concentração da actividade para os radionuclídeos: ²³⁵U, ²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K (Base de dados Falcon) e ⁴⁰K, ²⁰⁸Tl, ²¹¹Bi, ²¹²Bi, ²¹²Pb, ²¹⁴Bi, ²¹⁴Pb, ²²⁸Ac e ²³¹Th (base de dados NOVANORM).

8.3 Representação da distribuição espacial da concentração da actividade

Os resultados obtidos para a concentração da actividade em ^{235}U , ^{266}Ra , ^{232}Th e ^{40}K são apresentados na secção 7.2.2, com a respectiva posição da CT. Pela observação das Figuras (27), (29), (31) e (33) verifica-se que o padrão da distribuição espacial da concentração dos radionuclídeos representados é muito semelhante entre si. As maiores concentrações ocorrem em duas direcções preferenciais a NE e a SE das chaminés da CT. Por outro lado, verifica-se também uma concentração elevada junto das chaminés da CT.

A representação 3D da concentração da actividade permite visualizar de uma forma mais clara a concentração da actividade dos radionuclídeos ao longo da área definida para o estudo. Na figura 28 destacam-se os picos da concentração da actividade: na zona mais próxima da CT existem dois picos da concentração seguindo-se uma zona em que a concentração começa a diminuir com a distância à CT.

A partir da figura 30 (^{226}Ra), é visível um pico elevado da concentração na área próximo da CT e relativamente às áreas mais afastadas, não ocorrem grandes variações da concentração da actividade. O mesmo cenário acontece com a concentração da actividade em ^{232}Th (figura 32) que apresenta o seu pico elevado mais à NW da central enquanto na figura 30 o pico de concentração da actividade tem a posição mais orientado para SE da central.

Analizando a figura 34 (^{40}K) também é possível observar diferentes picos da concentração: alguns aparentam ter a mesma amplitude, outros com aspecto muito semelhante entre si, por isso, independente da localização das chaminés, os picos mantêm-se quase inalterados.

A representação espacial da concentração dos radionuclídeos mais importantes está de acordo com trabalhos realizados anteriormente nesta área, no âmbito do projecto PTDC/ECM/100735/2008 (Dinis et al., 2012, 2013, 2014; Pinto, 2011; Lourenço, 2011, Carvalho, 2012), referentes ao estudo do fluxo da deposição de poeiras, da dispersão dos metais pesados e da medição *in situ* da radiação por cintilação e por espectrometria de radiação gama. As concentrações mais elevadas verificam-se na direcção preferencial do vento, o que pode ter resultado da dispersão e deposição de

material particulado proveniente das chaminés da CT, em particular, decorrentes das emissões atmosféricas do passado. As elevadas concentrações verificadas também nos solos mais próximos das chaminés da CT não poderiam ter sido depositadas na vertical, caso tivessem origem nas chaminés, pelo que se pode concluir que estas concentrações têm origem em outras fontes, provavelmente nas pilhas de carvão localizadas nas proximidades das CT ou mesmo no aterro de cinzas volantes e cinzas de fundo (Dinis et al., 2012).

8.4 Avaliação radiológica

Os valores obtidos para o Ra_{eq} referentes às 50 amostras de solo variaram de 155.874 a 175.394 Bqkg⁻¹, com o valor médio de 164.62 ± 4.41 Bqkg⁻¹ sendo inferior ao limite recomendado pelo UNSCEAR (2000), de 370 Bqkg⁻¹.

A tabela 12 mostra a taxa de dose absorvida no ar a uma altura de cerca de 1 m acima do nível do solo. Este valor foi calculado a partir da concentração em ²²⁶Ra, ²³²Th e ⁴⁰K e varia entre 78.465 e 87.673 nGyh⁻¹, com um valor médio de 82.67 ± 2.02 nGyh⁻¹, sendo superior ao valor médio mundial de 57 nGyh⁻¹ (UNSCEAR, 2000) e ligeiramente superior ao limite de 80 nGyh⁻¹ recomendado pelo UNSCEAR (2000). Contudo, apenas para duas amostras de solo (Nº 12 e Nº 34) a taxa de dose obtida é inferior a este limite. A gama de variação dos valores para o índice de concentração de actividade (I_γ) é de 1.231 a 1.371, com um valor médio de 1.29 ± 0.03 . Este valor é ligeiramente superior ao limite recomendado de 1 (UNSCEAR, 2000), equivalente ao limite de dose efectiva anual de 1 mSv para o público em geral.

O índice de risco para a exposição interna à radiação gama, H_{int} , varia de 0.387 a 0.463, com um valor médio de 0.42 ± 0.02 e o índice de risco para a exposição externa à radiação gama, H_{ext} , varia de 0.437 a 0.491, com um valor médio de 0.46 ± 0.01 . Os valores de H_{ext} e H_{int} obtidos para todas as amostras de solo são inferiores a 1, valor limite recomendado pelo UNSCEAR (2000).

A taxa de dose efectiva anual no exterior (*outdoor*) varia de 0.096 a 0.108 mSv/a, com a média de 0.10 ± 0.002 mSv/a, e a taxa de dose efectiva anual no interior (*indoor*) varia de 0.385 a 0.430, com o valor médio de 0.41 ± 0.01 , respectivamente. O valor

médio obtido para as doses no exterior e no interior são inferiores ao limite recomendado internacionalmente para o público (1 mSv/a).

8.5 Concentração na biosfera

A taxa média de descarga dos radionuclídeos e a taxa de deposição calculadas a partir das equações (11) e (12), respectivamente, podem ser observadas na tabela 16. Comparando a concentração da actividade de cada radionuclídeo no ar em função da distância x considerada para a localização do receptor e, conseqüentemente, em função do factor de dispersão (F) para as distâncias: 2 km, 10 km, 15 km e F 20 km, verifica-se que os valores mais elevados da concentração da actividade correspondem aos resultados obtidos com o factor de dispersão para 2 km: 3.15×10^{-6} Bq/m³ para o ²²⁶Ra e 3.32×10^{-6} Bq/m³ para o ²³²Th.

A concentração da actividade na vegetação, no leite e na carne calculadas a partir das equações (13, 15 e 16), (23) e (24), respectivamente, encontram-se representadas nas tabelas D.1, D.2, D.3 e D.4 (Anexo D) para as diferentes distâncias de x consideradas. Verifica-se que os valores obtidos para a concentração da actividade na vegetação, no leite e na carne para F (2 km), F (10 km), F (15 km) e F (20 km), não variam significativamente. A partir da observação dos valores obtidos para a concentração da actividade na vegetação, no leite e na carne para as distâncias consideradas podemos dizer que a distância não influencia muito a concentração da actividade na vegetação ou no leite ou na carne.

A dose total efectiva anual e o risco de mortalidade por efeitos cancerígenos e por efeitos hereditários, calculados a partir da secção 6.4.3.2 e 6.4.3.3 são apresentados na tabela D.5 (Anexo D) em função das distâncias F (2 km), F (10 km), F (15 km) e F (20 km). Verifica-se que o grupo crítico está sujeito a uma dose efectiva anual superior e conseqüente maior risco, a 2 km da potencial fonte de emissão (chaminés) quando comparado com as outras três situações: 10 km, 15 km e 20 km.

CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS

9.1 Conclusões

A metodologia implementada nesta dissertação permitiu quantificar a concentração da actividade nas amostras de solo, através de duas bases de dados referidas no decorrer deste trabalho. Possibilitou a avaliação radiológica por exposição externa, pela estimativa do cálculo da actividade equivalente em rádio, da taxa de dose absorvida no ar, da dose efectiva anual, do índice de perigo externo e interno e da estimativa do risco anual para o público em geral bem como a avaliação radiológica por exposição interna, para o cenário definido. No cenário adoptado considerou-se um grupo crítico potencialmente exposto às descargas atmosféricas das chaminés de uma central termoeléctrica decorrente do período de funcionamento da mesma (cerca de 30 anos). Com alguns dados disponíveis referentes ao local em estudo bem como outros adoptados e adaptados da bibliografia consultada, foi possível estimar a dose efectiva anual resultante da exposição considerada e o consequente risco anual. Com os resultados obtidos foi possível produzir mapas de isovalores para a concentração da actividade no solo e para a dose total efectiva anual.

A análise das 50 amostras de solo recolhidas na envolvente da central termoeléctrica resultou num conjunto de valores para a concentração da actividade referente aos elementos das séries radioactivas naturais, considerando o equilíbrio secular entre o elemento de topo da série e os descendentes radioactivos: ^{235}U , ^{238}U (^{226}Ra), ^{232}Th e o ^{40}K , através da base de dados Falcon. Com a base de dados NOVANORM foi possível obter a concentração da actividade discriminada para os elementos das mesmas séries radioactivas naturais: ^{211}Bi , ^{231}Th , ^{214}Bi , ^{214}Pb , ^{226}Ra , ^{208}Tl , ^{212}Pb , ^{224}Ra , ^{228}Ac , ^{212}Bi , ^{235}U , ^{228}Th e ^{40}K .

Os resultados obtidos para a concentração do ^{235}U são bastante inferiores aos resultados obtidos para a concentração do ^{226}Ra (em equilíbrio com o ^{238}U , o que

significa que a concentração é a mesma para todos os elementos da série) o que é coerente com a proporção da existência destes dois radionuclídeos na natureza: 0.72 % para o ^{235}U e 99,27% para o ^{238}U .

Os valores obtidos para o ^{40}K com a base de dados Falcon são iguais aos valores obtidos com a base de dados NOVANORM o que revela a elevada precisão da análise, pelo menos para este radionuclídeo. No caso dos restantes radionuclídeos, em particular o ^{226}Ra e o ^{235}U , as diferenças observadas entre os resultados obtidos com as duas bases de dados devem-se provavelmente às interferências devido à sobreposição dos picos de energia destes dois radionuclídeos. O ^{232}Th não foi identificado o que pode ser explicado pela interferência com ^{208}Tl . O mesmo acontece para o ^{228}Th e o ^{231}Th . Estas interferências podem ser minimizadas aumentando o tempo de análise, em alguns casos.

Relativamente aos parâmetros radiológicos calculados com os valores obtidos para a concentração da actividade e comparando com os valores limite recomendados pelo UNSCEAR (2000) verificou-se que para todas as amostras:

- O valor de R_{eq} é inferior ao limite recomendado de 370 Bqkg^{-1} ;
- A taxa de dose absorvida no ar é superior ao valor médio mundial de 57 nGyh^{-1} e ligeiramente superior ao limite recomendado de 80 nGyh^{-1} (87.673 nGyh^{-1} - valor máximo obtido);
- O índice gama I_{γ} , é superior aos critérios de dose para materiais de construção, sendo o limite recomendado de 1, equivalente ao limite de dose efectiva anual de 1 mSv para o público em geral;
- Os valores obtidos para H_{ext} e H_{int} são inferiores a 1, valor limite recomendado;
- O valor médio obtido para a dose efectiva no exterior é superior à média mundial de 0.07 mSv/a , no entanto, a dose efectiva anual no interior é inferior ao limite recomendado de 1 mSv/a .

Estes parâmetros descrevem a exposição à radiação gama. Destes parâmetros e mediante os resultados obtidos, os mais relevantes são a taxa de dose absorvida no ar, cerca de 45% superior ao valor médio mundial, a dose efectiva anual no exterior, cerca de 43% superior ao limite definido pelo UNSCEAR (2000), e o índice gama, cerca de 30%

superior ao limite definido pelo UNSCEAR (2000). Podemos concluir que o público em geral poderá estar exposto a doses externas consideráveis de radiação gama natural tecnologicamente aumentada, no cenário hipotético considerado. Mais ainda que estes solos não devem ser usados como materiais de construção, uma vez que em alguns casos os solos recolhidos são de formações dunares e por isso com elevada constituição em areia, o que pode ser atractivo para o uso em construção.

No caso da exposição interna por ingestão de produtos agrícolas contaminados e inalação de ar contaminado, considerado para um grupo crítico específico, os resultados mostram que as doses resultantes da exposição interna não excedem o limite recomendado de 1 mSv/a em nenhuma das situações consideradas: $x = 2$ km, $x = 10$ km, $x = 15$ km, $x = 20$ km. Os valores de dose obtidos para estas distâncias são semelhantes para $x = 2$, $x = 15$ km e $x = 20$ km da suposta fonte de contaminação. Os valores mais elevados verificam-se para $x = 2$ km e os valores mais baixos verificam-se para $x = 10$ km. Conclui-se que o grupo crítico considerado neste cenário hipotético poderá estar exposto a uma dose efectiva anual superior, se localizado à distância de 2 km da fonte emissora.

9.2 Perspectivas futuras

Ao longo deste trabalho surgiram algumas dificuldades, principalmente na secção da avaliação radiológica por exposição interna. Para estimar a concentração da actividade nos diferentes compartimentos ambientais, recorreu-se a fórmulas de referência adoptada e/ou adaptada da bibliografia (IAEA, 2001), considerada mundialmente aceite. Com os dados disponíveis da taxa de emissão de partículas de cada chaminé, da velocidade média anual do vento em Sines bem como da frequência do vento na direcção dominante (de NW para SE), tentou-se fazer uma simulação e uma estimativa mais aproximada da realidade. No entanto, para que esta aproximação esteja mais próxima da realidade será necessário incluir outro tipo de estudos de igual importância mas que não foram objecto desta dissertação, quer pela disponibilidade de dados e informação no decorrer deste trabalho quer pelo horizonte temporal a cumprir. Desta forma, o presente trabalho pode ser o ponto de partida para outros eventuais trabalhos futuros, contemplando os seguintes estudos:

- Análise da correlação entre a variabilidade espacial da densidade do solo e a concentração da actividade dos radionuclídeos identificados.
- Utilização de uma ferramenta geostatística, para identificar a existência de dependência espacial entre as observações, detectar a continuidade das variáveis em estudo, possibilitando uma descrição mais aprofundada sobre as propriedades do solo (físicas e químicas) bem como determinar se existe uma dependência espacial entre as variáveis físicas (densidade do solo, porosidade do solo e entre outros etc.).
- Alargar o estudo para além dos 20 km para analisar a ocorrência (ou não) de padrões semelhantes de concentração da actividade.
- De acordo com esta dissertação e com os trabalhos realizados anteriormente nesta área, os autores chegaram à conclusão de que as elevadas concentrações verificadas nos solos mais próximos das chaminés da CT não poderiam ter origem nas chaminés da CT, e concluíram que estas concentrações têm origem noutra fonte, provavelmente nas pilhas de carvão localizadas nas proximidades da CT ou mesmo no aterro de cinzas volantes e cinzas de fundo, por isso, seria importante que os próximos estudos a desenvolver nesta região abrangessem estas duas supostas fontes de contaminação. A partir daí comparar os resultados obtidos para estas fontes com os de estudos anteriores e verificar qual ou quais destas fontes contribui mais para a concentração da actividade.
- A estimativa a dose efectiva anual resultante da exposição interna, (considerando um grupo crítico que está exposto a uma libertação contínua dos radionuclídeos na envolvente de uma CT), deve ter em consideração os seguintes factores na descrição do modelo de exposição: taxa de consumo, idade, peso corporal, duração da exposição, concentrações da actividade nos alimentos (vegetação, carne e leite) bem como a fracção de ingestão destes na dieta alimentar. Para o levantamento destes dados seria necessário recolher informações junto da população através de outras ferramentas, como por exemplo, através de um questionário a um grupo crítico seleccionado.

- Fazer uma estimativa de dose anual resultante da libertação dos radionuclídeos nos compartimentos ambientais na envolvente da CT, antes da existência do chamado “sistema de filtração eficiente”, comparar estes valores com a situação actual estimando a percentagem do aumento da dose. Obter ainda um levantamento do número de casos de doentes cancerígenos registrados no concelho e verificar a sua variabilidade antes e depois da instalação do complexo industrial considerado ou mesmo antes e depois dos eficientes sistemas de filtração.

Bibliografia

- AAC, Agri-pro Ambiente, Consultores S.A. (2008): “Estudo do Impacto Ambiental dos Projetos de Conversão e de Loteamento da Refinaria de Sines”. Galp Energia, Vol. 2, Cap. 4.
- Amaral E.M., Alves J.G., Carreiro J.V. (1992): “Doses to the Portuguese Population Due to Natural Gamma Radiation”. Radiation Protection Dosimetry Vol.45 No.1/4 pp. 541 – 543 (1992).
- ASTSWMO (2011): “Incidental TENORM: A Guidance for State Solid Waste Managers”. Radiation Focus Group Federal Facilities Research Center.
- Avwiri G.O., Osimobi J.C., Agbalagba E.O. (2012): “Evaluation of Radiation Hazard Indices and Excess Lifetime Cancer Risk Due to Natural Radioactivity in soil profile of Udi and Ezeagu Local Government Areas of Enugu State, Nigeria”. Journal of Environmental and Earth Sciences Vol. 1(1), pp. 1 - 10, Nov. 2012.
- Aytekin H., Baldik R. (2007): “On the Radiological Character of a Coal-Fired Power Plant at the Town of Çatalagzi, Turkey”. Turkish J. Eng. Env. Sci. 32 (2008), 101 – 105.
- Barbosa P. (2010): “Central de Sines”, Museu da electricidade. Disponível em: [http://wikienergia.com/~edp/index.php?title=Central de Sines](http://wikienergia.com/~edp/index.php?title=Central_de_Sines), acesso em Março de 2014.
- Bem H., Wieczorkowski P., Budzanowski M. (2002): “Evaluation of technologically enhanced natural radiation near the coal-fired power plants in the Lodz region of Poland”. J. Environ Radioact. 2002;61:191.
- Bhangare R.C., Tiwari M., Ajmal P.Y., Sahu S.K., Pandit G.G. (2014): “Distribution of natural radioactivity in coal and combustion residues of thermal power plants”. J Radioanal. Nucl. Chem. (2014) 300:17 – 22, DOI 10.1007/s10967-014-2942-3.
- Biodieselbr (2012): “Radiação e Radioactividade”. Disponível em: <http://www.biodieselbr.com/ener-gia/nuclear/radiacao-radioatividade.htm>, acesso em Abril de 2014.
- Burt E., Orris P., Buchanan S. (2013): “Scientific Evidence of Health Effects from Coal Use in Energy Generation”. University of Illinois at Chicago School of Public Health Chicago, Illinois, USA.
- Charro E., Pena V. (2012): “Environmental Impact of Natural Radionuclides from a Coal-Fired Power Plant in Spain”. Radiation Protection Dosimetry, Vol. 153, Nº. 4, pp. 485 – 495.

- Charro E., Pardo R., Pena V. (2013): "Statistical analysis of the spatial distribution of radionuclides in soils around a coal-fired power plant in Spain". *Journal of Environmental Radioactivity* 124 (2013) 84 – 92.
- Carvalho F.P. (2007): "Radioactividade de origem natural e radiações ionizantes em indústrias não-nucleares". Instituto Tecnológico e Nuclear, Departamento de Protecção Radiológica e Segurança Nuclear.
- Carvalho Q.V. (2012): "Estudo da Dispersão de Metais Pesados na Envolvente de uma Central Termoeléctrica a Carvão". Dissertação submetida para obtenção de grau de Mestre em Engenharia de Minas e Geo-Ambiente, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Cevik U., Damla N., Nezir S. (2007): "Radiological characterization of Cayirhan coal-fired power plant in Turkey". *Fuel* 86 (2007) 2509-2513.
- Chen Y., Shunin S., Xueqin R., Jinming X., Xinian D. (1994): "Investigation of natural radionuclide contents in soil in Shaanxi province". *Radiation Protection* (1994), vol. 14 (3), 218 – 221.
- CMS (2007), Câmara Municipal de Sines História, Geologia e Morfologia. Disponível em: <http://www.sines.pt>. Acesso em Abril de 2014.
- CMS (2011): Plano Especial de Emergência de Protecção Civil para Riscos Químicos Graves em Sines; Plano de Emergência Externo dos Estabelecimentos "SEVESO" do Concelho de Sines, Serviço Municipal de Protecção Civil de Sines; Plano de Emergência Externo, Sines 2011.
- Coles D.G., Ragaini R.C., Ondov J.M., Fisher G.L., Silberman D., Prentice B.A. (1979). "Chemical studies of stack fly-ash from a coal-fired power-plant". *Environmental Science and Technology* 13 (4), 455 – 459.
- Dinis M.L., Fiúza A., Góis J., Carvalho J.M.S., Castro A.C.M (2014): "Modeling Radionuclides Dispersion and Deposition Downwind of a Coal-Fired Power Plant". *Procedia Earth and Planetary Science* 8 (2014) 59 – 63. International workshop "Uranium, Environment and Public Health", UrEnv 2013.
- Dinis M.L., Fiúza A., Carvalho J.S., Góis J., Castro A.C.M (2013): "Radiological Impact Associated to Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials (TENORM) from Coal-Fired Power Plants Emissions – 13436", WM2013 Conference, February 24 – 28, 2013, Phoenix, Arizona USA.

- Dinis M.L., Fiúza A., Góis J., Carvalho J.S., Castro A.M. (2012): “Assessment of Heavy Metals in Soils in the Surroundings of a Coal-Fired Power Plant. Environmental Science and Technology 2012 (II).
- Dinis M.L., Fiúza A., Góis J., Carvalho J.S., Castro A.C.M. (2011): “Assessment of direct radiological risk and indirect associated toxic risks originated by Coal-Fired Power Plants”. Radioprotection, vol. 46, nº 6 (2011) S137-S143. DOI: 10.1051/radiopro/20116898s.
- Dinis M.L. (1999): “Modelo Integrado para a Avaliação de Exposição Ambiental a Resíduos Mineiros Radioactivos”. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, ramo Gestão e Tratamento de Resíduos Industriais, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Directiva 96/29/EURATOM do Concelho (1996). Jornal Oficial das Comunidades Europeias, nº L 159/1, 13 de Maio de 1966.
- Durão R.M. (2011): “Modelo de previsão da qualidade de ar”. Disponível em: <http://www.gisaproject.org/index.php/resultados/apresentacoespublicas>, acesso em abril de 2014.
- EDP (2010), Energia de Portugal: “Declaração Ambiental de 2010: Actualização da Declaração Ambiental 2009; Central Termoelétrica de Sines”. Direção de Produção Térmica. EDP produção.
- EDP (2012), Energia de Portugal: “Declaração Ambiental de 2012: Central Termoelétrica de Sines”. EMAS, Gestão ambiental verificada Reg.No.PT.000099. EDP produção.
- EIA (2013): “International Energy Outlook; With Projections to 2040”. Independent Statistics e Analysis. U.S Energy Information Administration, DOE/EIA-0484 (2013).
- EPA (2012): “Fertilizer and Fertilizer Production Wastes”. Disponível em: <http://www.epa.gov/radiation/tenorm/fertilizer.html>, Acesso em Abril de 2014.
- EPA (2006): “Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials from Uranium Mining”. Volume 1: Mining and Reclamation Background. Office of Radiation and Indoor Air Radiation Protection Division (6608J) 1200 Pennsylvania Avenue Washington, DC 20460.
- Évora D., Morais R. (2011): “Centrais eléctricas”: <http://rd9centralelectrica.webnode.pt/desenvolvimento/centraistermoelectricas/como-funciona-uma-central-termoelectrica-/>, acesso em Março de 2014.

- Gür F., Yaprak G. (2010): "Natural radionuclide emission from coal-fired power plants in the southwestern of Turkey and the population exposure to external radiation in their vicinity". *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 45:14, 1900-1908, DOI: 10.1080/10934529.2010.520608.
- Fiúza A. (2009): "Reabilitação de Solos e Aquíferos Contaminados". Texto da Unidade Curricular: RSA, do Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente e Mestrado em Engenharia de Minas e Geo-Ambiente da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, edição 2009.
- Flues M., Moraes V., Mazzilli B.P. (2002): "The influence of a coal-fired power plant operation on radionuclide concentrations in soil". *Journal of Environmental Radioactivity* 63 (2002) 285-294.
- GISA (2011), Gestão Integrada de Saúde e Ambiente. Disponível em: <http://www.gisaproject.org/>, acesso em Março de 2014.
- Goodarzi F., Sanei H. (2009): "Plerosphere and its role in reduction of emitted fine fly ash particles from pulverized coal-fired power plants". *Fuel* 88 (2009) 382-386.
- Goodarzi F. (2006): "Characteristics and composition of fly ash from Canadian coal-fired power plants". *Fuel* 85 (2006) 1418-1427.
- Goodarzi F. (2006): "The rates of emissions of fine particles from some Canadian coal-fired power plants", *Fuel* 85 (2006) 425-433.
- Hung C.Y. (2000), U.S. Environmental Protection Agency Office of Radiation and Indoor Air Washington, DC 20460. "Users Guide for Presto-EPA-CPG/POP Operation System". Version 4.2, August 2000.
- IAEA (2001), International Atomic Energy Agency: "Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment". Safety Reports Series No.19, Vienna 2001.
- IAEA (2004): "Methods for Assessing Occupational Radiation Doses Due to Intakes of Radionuclides". Safety Reports Series, ISSN 1020-6450; No.37, Vienna 2004.
- IEA (2012): "Control of Orphan Sources and Other Radioactive Material in the Metal Recycling and Production Industries". Specific Safety Guide, No. SSG-17.

- INE (2011), Instituto Nacional de Estatística: Censos de 2011. Disponível em: http://www.sines.pt/PT/Concelho/dadosestatisticos/Censos/INE_Censos2011_inform_cidadaos.pdf, acesso em Abril de 2014.
- Jala S., Goyal D. (2006): “Fly ash as a soil ameliorant for improving crop production—a review”. *Bioresource Technology* 97 (2006) 1136 – 1147.
- Jayasekher T. (2009): “Aerosols near by a coal fired thermal power plant: Chemical composition and toxic evaluation”. *Chemosphere* 75 (2009) 1525-1530.
- Janzekovic H. (2006): “Implementation of the EU Council Directive 96/29/EURATION in industry”. *Arh Hig Rada Toksikol* 2006; 57:181-184.
- Lee S.W. (2010): “Fine particulate matter measurement and international standardization for air quality and emissions from stationary sources”. *Fuel* 89 (2010) 874-882.
- Leopold K. (2007): “Chemical types of bounding of natural radionuclides in TENORM (Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials)”, thesis submitted in fulfilment of the requirements for the Degree of Doctor of Natural Sciences, Department of Biology and Geography of the University Duisburg-Essen, Wuppertal – Heckinghausen.
- Lobo M.C (2008): “Plano de Urbanização da Zona Industrial e Logística de Sines; Proposta de Plano; Relatório Análise”. Instituto Superior Técnico: aicep Global Parques, Sines 2008.
- Lourenço, P.P. (2011). “Contributos para um modelo espacial de dispersão atmosférica de partículas na envolvente de uma central térmica de carvão”. Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia de Minas e Geo-Ambiente – 2010/2011 - Departamento de Engenharia de Minas, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal.
- Lu X., Li X., Yun P., Luo D., Wang L., Ren C., Chen C. (2012): “Measurement of natural radioactivity and assessment of associated radiation hazards in soil around Baoji second coal-fired thermal power plant, China”. *Radiation Protection Dosimetry* (2012), Vol. 148, No. 2, pp. 219–226, doi:10.1093/rpd/ncr016.
- McBride J.P., Moore R.E., Witherspoon J.P., Blanco R.E. (1978): “Radiological Impact of Airborne Effluents of Coal and Nuclear Plants”, ORNL-5315, Dist.Category UC-11.
- Melo R.A.A., Silva D.G. (2013): “Estudo da viabilidade do uso do fosfogesso como matéria-prima na de matérias cerâmicos”. ISSN:1984-3151.

- Mehra R. (2009): "Use of Gamma Ray Spectroscopy Measurements for Assessment of the Average Effective Dose from the Analysis of ^{226}R , ^{232}Th , and ^{40}K in Soil Samples". Indoor and Environment 2009. DOI: 10.1177/1420326X09104140.
- Michalik B. (2009): "The European Waste Catalogue – is it a good tool to raise awareness about Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials?"
- NCAB (2008), Israeli National Coal Ash Board. Disponível em: http://www.coal-ash.co.il/english/info_radio.html, acesso em Julho de 2014.
- Nelson P.F., Shah P., Strezov V., Halliburton B., Carras J.N. (2010): "Environmental impacts of coal combustion: A risk approach to assessment of emissions". Fuel 89 (2010) 810-816.
- OECD (2011), Nuclear Energy Agency Organisation for Economic Co-operation and Development: Evolution of ICRP Recommendations 1977, 1990 and 2007; Changes in Underlying Science and Protection Policy and their Impact on European and UK Domestic Regulation. Radiological Protection, NEA No.6920, ISBN 978-92-64-99153-8.
- Papaefthymiou H.V., Manousakas M., Fouskas A., Siavalas G (2013): "Spatial and Vertical Distribution and Risk Assessment of Natural Radionuclides in Soils Surrounding the Lignite-Fired Power Plants in Megalopolis Basin, Greece". Radiation Protection Dosimetry (2013), Vol. 156, No. 1, pp. 49 – 58. Doi:10.1093/rpd/nct037.
- Papastefanou C. (2008): "Radioactive Aerosols". Physics Department, Aristotle University of Thessaloniki, Greece. Radioactivity the Environmen, Vol. 12. Series Editor: M.S.Baxter.
- Papastefanou C. (2009): "Radioactivity of coals and fly ashes", Proceedings of the International Radioecology and Environmental Radioactivity, June 15-20, 2008, Bergen, Norway.
- Pinto R. (2010): "Central termoelétrica", [http://wikienergia.com/~edp/index.php?title=Central termoel%C3%A9ctrica](http://wikienergia.com/~edp/index.php?title=Central_termoel%C3%A9ctrica), acesso em Abril de 2014.
- Pinto T.S. (2011): "Dispersão de Metais Pesados e de Radiação Gama na Envolvente de uma Central Térmica de Carvão". Dissertação submetida para obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente – Ramo de Gestão, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Pontedeiro E.M.B.D. (2006): "Avaliação de Modelos de Impacto Ambiental para Deposição de Resíduos Sólidos contendo Radionuclídeos Naturais em Instalações Mínero-Industriais". Tese submetida para a obtenção do grau de Doutor em Ciências em Engenharia Mecânica. Faculdade de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro.

- Souza M.G.R. (2007): "Avaliação do ciclo de vida do carvão energético", Universidade do Extremo Sul Catarinense-UNESC.
- Till J.E., Meyer H.R. (1983): "Radiological Assessment; A Textbook on Environmental Dose Analysis". NUREG/CR—3332, DE84 004807. Prepared for Division of Systems Integration Office of Nuclear Reactor Regulation U.S. Nuclear Regulatory Commission Washington, D.C. 20555 NRC FIN B0766.
- UNSCEAR (2000): "Sources and effects of ionizing radiation", United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation.
- Vearrier D., Curtis J.A., Greenberg M.I. (2009): "Technologically enhanced naturally occurring radioactive materials". *Clinical Toxicology* (2009) 47, 393- 406. DOI: 10.1080/15563650902997849.
- Vitorovic G.S., Mitrovic B.M., Andric V.Dj., Stojanovic M.D., Lazarevic-Macanovic M.V., Vitorovic D.P. (2012): "Radioactive Contamination of Food Chain Around Coal Mine and Coal-Fired Power Stations". *Nuclear Technology e Radiation Protection: Vol.27, No. 4*, pp. 388 – 391.
- Wang Z. (2002): "Natural radiation environment in China". *International congress series* (0531-5131), vol.1225, pp.39-46.
- WCA (2012): "Coal & Electricity", <http://www.worldcoal.org/coal/uses-of-coal/coal-electricity/>, acesso em Maio de 2014.
- WNA (2014): "Naturally-Occurring Radioactive Materials (NORM)", <http://www.world-nuclear.org/info/Safety-and-Security/Radiation-and-Health/Naturally-Occurring-Radioactive-Materials-NORM/> acesso em Março de 2014.
- Yao Q., Li S.Q., Xu H.W., Zhuo J.K., Song. Q. (2009): "Studies on formation and control of combustion particulate matter in China: A review". *Energy* 34 (2009) 1296-1309.
- Zeevaert Th., Sweeck L., Vanmarcke H. (2006): "The radiological impact from airborne routine discharges of a modern coal-fired power plant". *Journal of Environmental Radioactivity* 85 (2006) 1 – 22.

Anexos

Anexo A

Tabela A.1: Massa de cada amostra e densidade aparente do solo calculada.

Amostra	Data de preparação	Data de análise	R1 - Recipiente vazio (g)	R1 - Recipiente vazio (ml)	R1 - Recipiente cheio (g)	Massa Amostra Total (g)	Ds (g/cm ³)
1	25/03/2014	29/04/2014	33.98	300	509.23	475.25	1.58
2	25/03/2014	29/04/2014	34.05	300	407.84	373.79	1.25
3	25/03/2014	29/04/2014	33.40	300	412.27	378.87	1.26
4	02/04/2014	28/04/2014	33.94	300	473.09	439.15	1.46
5	25/03/2014	28/04/2014	33.37	300	468.27	434.90	1.45
6	02/04/2014	28/04/2014	34.01	300	571.85	537.84	1.79
7	25/03/2014	26/04/2014	33.40	300	500.33	466.93	1.56
8	25/03/2014	26/04/2014	33.39	300	367.29	333.90	1.11
9	25/03/2014	30/04/2014	33.36	300	403.45	370.09	1.34
10	25/03/2014	03/05/2014	33.91	300	251.53	217.62	0.73
11	25/03/2014	03/05/2014	33.85	300	459.25	425.40	1.53
12	02/04/2014	30/04/2014	33.47	300	540.37	506.90	1.69
13	25/03/2014	30/04/2014	34.02	300	512.77	478.75	1.60
14	25/03/2014	01/05/2014	33.95	300	506.43	472.48	1.57
15	02/04/2014	01/05/2014	33.33	300	504.66	471.33	1.57
16	25/03/2014	02/05/2014	33.92	300	494.35	460.43	1.53
17	25/03/2014	02/05/2014	34.06	300	404.04	369.98	1.23
18	26/03/2014	02/05/2014	33.35	300	409.23	375.88	1.25
19	25/03/2014	02/05/2014	33.90	300	458.22	424.32	1.41
20	25/03/2014	03/05/2014	33.93	300	460.87	426.94	1.42
21	26/03/2014	04/05/2014	33.40	300	456.07	422.67	1.41
22	25/03/2014	04/05/2014	33.38	300	446.26	412.88	1.38
23	25/03/2014	04/05/2014	34.00	300	446.70	412.70	1.38
24	02/04/2014	05/05/2014	33.39	300	390.28	356.89	1.19
25	02/04/2014	05/05/2014	33.35	300	339.84	306.49	1.02
26	26/03/2014	05/05/2014	33.40	300	465.22	431.82	1.44
27	25/03/2014	05/05/2014	34.00	300	452.98	418.98	1.40
28	26/03/2014	06/05/2014	33.36	300	425.67	392.31	1.31
29	28/03/2014	06/05/2014	33.93	300	450.12	416.19	1.39
30	26/03/2014	06/05/2014	33.93	300	450.77	416.84	1.39
31	25/03/2014	06/05/2014	33.41	300	492.30	458.89	1.53
32	25/03/2014	07/05/2014	34.00	300	337.41	303.41	1.01
33	03/04/2014	07/05/2014	34.02	300	436.30	402.28	1.34
34	03/04/2014	07/05/2014	33.41	300	505.78	472.37	1.57
35	03/04/2014	07/05/2014	33.36	300	268.77	235.41	0.78
36	26/03/2014	08/05/2014	33.37	300	400.85	367.48	1.22
37	02/04/2014	08/05/2014	34.03	300	356.11	322.08	1.07
38	03/04/2014	08/05/2014	33.32	300	337.55	304.23	1.01
39	26/03/2014	08/05/2014	33.41	300	382.57	349.16	1.16
40	03/04/2014	08/05/2014	34.03	300	461.64	427.61	1.43
41	02/04/2014	09/05/2014	33.38	300	385.05	351.67	1.17
42	03/04/2014	09/05/2014	33.93	300	487.45	453.52	1.51
43	02/04/2014	09/05/2014	33.36	300	526.64	493.28	1.64
44	02/04/2014	09/05/2014	33.38	300	368.84	335.46	1.12
45	31/03/2014	09/05/2014	33.43	300	412.85	379.42	1.26
46	02/04/2014	10/05/2014	34.05	300	316.54	282.49	0.94
47	03/04/2014	10/05/2014	33.43	300	332.09	298.66	1.00
48	31/03/2014	12/05/2014	34.03	300	342.60	308.57	1.03
49	02/04/2014	12/05/2014	34.05	300	502.94	468.89	1.56
50	02/04/2014	12/05/2014	34.05	300	519.42	485.37	1.62

Anexo B

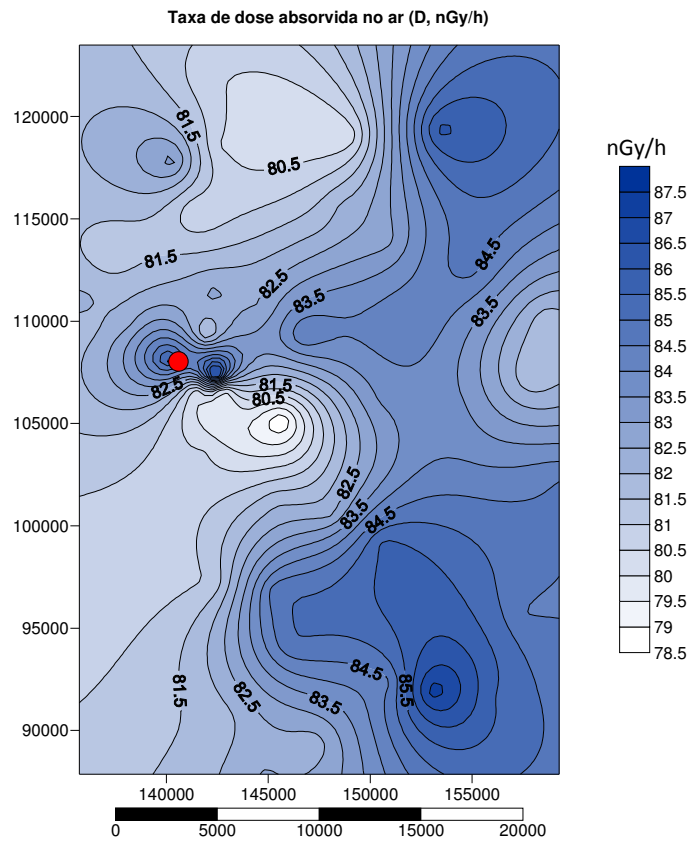


Figura B.1: Variação espacial da taxa de dose absorvida no ar.

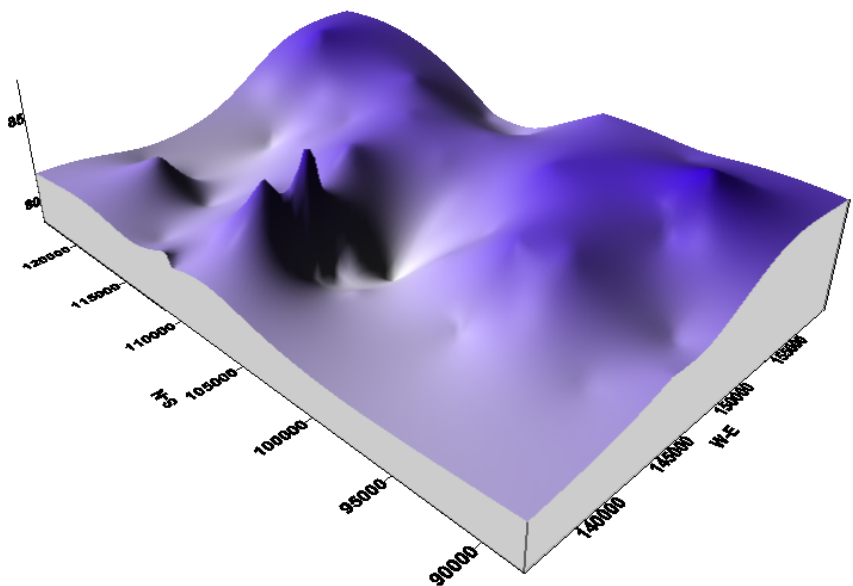


Figura B.2: Representação 3D da taxa de dose absorvida no ar.

Anexo C

Neste anexo são definidas as variáveis e os dados de entrada utilizados para estimar a concentração da actividade no ar, na vegetação, na erva do pasto, no leite e na carne.

C.1 Factores de conversão de dose interna por ingestão e por inalação

Tabela. C.1.1 Factor de conversão de dose interna por ingestão e por inalação (IAEA, 2001).

Radionuclídeos	FCD _{ing} (Sv/Bq)	FCD _{inal} (Sv/Bq)
²²⁶ Ra	2.8×10^{-7}	9.5×10^{-6}
²³² Th	2.3×10^{-7}	4.5×10^{-5}

C.2 Concentração da actividade no ar

Tabela.C.2.1: Dados para a estimativa da concentração da actividade no ar.

Parâmetros de entrada	Valores	Fonte
T _x (kg/h)	230	AAC, 2004
u _a (m/s)	5	http://pt.windfinder.com/windstatistics/sines
Pp	0.22	IAEA, 2001
VT (m/d)	1000	IAEA, 2001

C.3 Concentração da actividade na vegetação

Tabela.C.3.1: Dados para a estimativa da concentração da actividade na vegetação (IAEA, 2001).

Parâmetros de entrada	Valores
α (m ² /kg)	0.3
t _e (d)	60
λ_w (d ⁻¹)	0.05
T _h (d)	14

Tabela C.3.2: Constante de decaimento radioactivo (IAEA, 2001).

Radionuclídeos	λ_i (d ⁻¹)
²²⁶ Ra	1.19×10^{-6}
²³² Th	1.36×10^{-13}

Tabela C.3.3: Factor de transferência solo-raízes (IAEA, 2001).

Radionuclídeos	$F_{v,veg}$	$F_{v,pasto}$
^{226}Ra	0.04	0.4
^{232}Th	0.001	0.1

C.4 Concentração da actividade na ração dos animais

Tabela.C.4.1: Dados para a estimativa da concentração da actividade na ração (IAEA, 2001).

Parâmetros de entrada	Valores
f_p	0.7
t_h (d)	90

C.5 Concentração da actividade na erva do pasto

Tabela.C.5.1: Dados para a estimativa da concentração da actividade na erva do pasto (IAEA, 2001).

Parâmetros de entrada	Valores
α (m^2/kg)	3
t_e (d)	30
t_h (d)	0

C.6 Concentração da actividade na comida armazenada

$t_h = 90$ d (IAEA , 2001).

C.7 Concentração da actividade na carne e no leite

Tabela.C.7.1: Dados para a estimativa da concentração da actividade na carne e no leite (IAEA, 2001).

Parâmetros de entrada	Valores
Q_f (kg/d)	12
t_f (d)	20
t_m (d)	1
Q_m (kg/d)	16

Tabela C.7.2: Fração média da entrada no animal de um dado radionuclídeo em cada kg de carne e em cada litro de leite (IAEA, 2001).

Radionuclídeo	F_f (d/kg)	F_m (d/L)
^{226}Ra	5.0×10^{-3}	1.0×10^{-3}
^{232}Th	1.0×10^{-4}	5.0×10^{-6}

C.8 Estimativa da dose efectiva anual

Tabela C.8.1: Débito de ingestão de vegetais, de leite e de carne (IAEA, 2001).

	H_p
Vegetais	410 (kg/a)
Leite	250 (L/a)
Carne	100 (kg/a)

Tabela C.8.2: Dados para a estimativa da dose efectiva anual (Hung, 2000).

Parâmetros de entrada	Valores
R_{in} (m ³ /h)	0.8
F_e (h/a)	2922
F_r	10^{-8}
S_s (m)	0.3

Anexo D

Tabela D.1: Concentração da actividade em ^{226}Ra e ^{232}Th na vegetação, no leite e na carne (2 km).

Amostra	$C_{v,veg}$ (Bq/kg) ^{226}Ra	$C_{v,veg}$ (Bq/kg) ^{232}Th	C_{leite} (Bq/l) ^{226}Ra	C_{leite} (Bq/l) ^{232}Th	C_{carne} (Bq/kg) ^{226}Ra	C_{carne} (Bq/kg) ^{232}Th
1	1.754969	0.037110	0.280790	0.000297	1.052940	0.004453
2	1.779048	0.036672	0.284643	0.000293	1.067387	0.004401
3	1.873931	0.037337	0.299824	0.000299	1.124315	0.004480
4	1.804653	0.039176	0.288740	0.000313	1.082749	0.004701
5	1.836348	0.037761	0.293811	0.000302	1.101766	0.004531
6	1.892890	0.037302	0.302857	0.000298	1.135689	0.004476
7	1.842841	0.038460	0.294850	0.000308	1.105661	0.004615
8	1.726851	0.037853	0.276292	0.000303	1.036070	0.004542
9	1.959792	0.042483	0.313561	0.000340	1.175829	0.005098
10	1.830189	0.035692	0.292825	0.000286	1.098070	0.004283
11	1.836532	0.035826	0.293840	0.000287	1.101876	0.004299
12	1.664696	0.037238	0.266347	0.000298	0.998778	0.004469
13	1.776641	0.037300	0.284258	0.000298	1.065943	0.004476
14	1.755315	0.037359	0.280846	0.000299	1.053148	0.004483
15	1.868743	0.037247	0.298994	0.000298	1.121202	0.004470
16	1.912186	0.038290	0.305945	0.000306	1.147266	0.004595
17	1.898577	0.037442	0.303767	0.000300	1.139102	0.004493
18	1.845447	0.037718	0.295267	0.000302	1.107224	0.004526
19	1.960758	0.040624	0.313716	0.000325	1.176408	0.004875
20	1.819498	0.038467	0.291115	0.000308	1.091656	0.004616
21	1.939884	0.036829	0.310376	0.000295	1.163885	0.004419
22	1.851850	0.039593	0.296291	0.000317	1.111066	0.004751
23	1.917813	0.040669	0.306845	0.000325	1.150642	0.004880
24	2.000450	0.042628	0.320067	0.000341	1.200223	0.005115
25	2.001839	0.040547	0.320289	0.000324	1.201056	0.004866
26	1.870962	0.041229	0.299349	0.000330	1.122533	0.004947
27	1.879082	0.041301	0.300648	0.000330	1.127405	0.004956
28	1.832485	0.036991	0.293193	0.000296	1.099448	0.004439
29	1.759730	0.037196	0.281552	0.000298	1.055797	0.004464
30	1.809222	0.038347	0.289471	0.000307	1.085491	0.004602
31	1.759900	0.036728	0.281579	0.000294	1.055899	0.004407
32	1.957005	0.040585	0.313116	0.000325	1.174157	0.004870
33	1.856652	0.036855	0.297059	0.000295	1.113947	0.004423
34	1.760136	0.036606	0.281617	0.000293	1.056040	0.004393
35	1.867056	0.040237	0.298724	0.000322	1.120189	0.004828
36	1.947486	0.037327	0.311593	0.000299	1.168446	0.004479
37	1.913335	0.040179	0.306128	0.000321	1.147956	0.004821
38	1.900996	0.040667	0.304154	0.000325	1.140553	0.004880
39	1.811010	0.037980	0.289757	0.000304	1.086563	0.004558
40	1.832628	0.037917	0.293216	0.000303	1.099534	0.004550
41	2.104464	0.041293	0.336709	0.000330	1.262629	0.004955
42	1.931434	0.037971	0.309024	0.000304	1.158815	0.004557
43	1.851867	0.036179	0.296294	0.000289	1.111077	0.004341
44	1.912436	0.039712	0.305985	0.000318	1.147417	0.004765
45	1.840100	0.038165	0.294411	0.000305	1.104016	0.004580
46	1.903424	0.038956	0.304543	0.000312	1.142010	0.004675
47	1.888349	0.038746	0.302131	0.000310	1.132965	0.004650
48	1.868507	0.039496	0.298956	0.000316	1.121060	0.004739
49	1.962150	0.040974	0.313939	0.000328	1.177244	0.004917
50	1.950863	0.039968	0.312133	0.000320	1.170472	0.004796
Min.	1.664696	0.035692	0.266347	0.000286	0.998778	0.004283
Média	1.866460	0.038585	0.298629	0.000309	1.119832	0.004630
Máx.	2.104464	0.042628	0.336709	0.000341	1.262629	0.005115

Tabela D.2: Concentração da actividade em ^{226}Ra e ^{232}Th na vegetação, no leite e na carne (10 km).

Amostra	$C_{v,veg}$ (Bq/kg) ^{226}Ra	$C_{v,veg}$ (Bq/kg) ^{232}Th	C_{leite} (Bq/l) ^{226}Ra	C_{leite} (Bq/l) ^{232}Th	C_{carne} (Bq/kg) ^{226}Ra	C_{carne} (Bq/kg) ^{232}Th
1	1.754968	0.037110	0.280790	0.000297	1.052940	0.004453
2	1.779048	0.036672	0.284643	0.000293	1.067387	0.004401
3	1.873931	0.037337	0.299824	0.000299	1.124315	0.004480
4	1.804652	0.039176	0.288740	0.000313	1.082749	0.004701
5	1.836348	0.037761	0.293811	0.000302	1.101766	0.004531
6	1.892890	0.037302	0.302857	0.000298	1.135689	0.004476
7	1.842841	0.038460	0.294850	0.000308	1.105661	0.004615
8	1.726851	0.037853	0.276292	0.000303	1.036070	0.004542
9	1.959791	0.042483	0.313561	0.000340	1.175829	0.005098
10	1.830189	0.035692	0.292825	0.000286	1.098070	0.004283
11	1.836532	0.035826	0.293840	0.000287	1.101876	0.004299
12	1.664695	0.037238	0.266347	0.000298	0.998778	0.004469
13	1.776641	0.037300	0.284258	0.000298	1.065943	0.004476
14	1.755315	0.037359	0.280846	0.000299	1.053148	0.004483
15	1.868743	0.037247	0.298994	0.000298	1.121202	0.004470
16	1.912186	0.038289	0.305945	0.000306	1.147266	0.004595
17	1.898577	0.037442	0.303767	0.000300	1.139102	0.004493
18	1.845446	0.037718	0.295267	0.000302	1.107224	0.004526
19	1.960757	0.040624	0.313716	0.000325	1.176408	0.004875
20	1.819498	0.038467	0.291115	0.000308	1.091656	0.004616
21	1.939884	0.036829	0.310376	0.000295	1.163885	0.004419
22	1.851850	0.039593	0.296291	0.000317	1.111066	0.004751
23	1.917812	0.040669	0.306845	0.000325	1.150642	0.004880
24	2.000450	0.042628	0.320067	0.000341	1.200223	0.005115
25	2.001839	0.040547	0.320289	0.000324	1.201056	0.004866
26	1.870962	0.041229	0.299349	0.000330	1.122533	0.004947
27	1.879082	0.041301	0.300648	0.000330	1.127405	0.004956
28	1.832485	0.036991	0.293193	0.000296	1.099448	0.004439
29	1.759730	0.037196	0.281552	0.000298	1.055796	0.004464
30	1.809222	0.038347	0.289471	0.000307	1.085491	0.004602
31	1.759900	0.036728	0.281579	0.000294	1.055899	0.004407
32	1.957005	0.040585	0.313116	0.000325	1.174157	0.004870
33	1.856651	0.036854	0.297059	0.000295	1.113947	0.004423
34	1.760136	0.036606	0.281617	0.000293	1.056040	0.004393
35	1.867055	0.040237	0.298724	0.000322	1.120189	0.004828
36	1.947486	0.037327	0.311593	0.000299	1.168446	0.004479
37	1.913335	0.040179	0.306128	0.000321	1.147956	0.004821
38	1.900996	0.040667	0.304154	0.000325	1.140553	0.004880
39	1.811010	0.037980	0.289757	0.000304	1.086563	0.004558
40	1.832628	0.037916	0.293216	0.000303	1.099534	0.004550
41	2.104464	0.041293	0.336709	0.000330	1.262629	0.004955
42	1.931434	0.037971	0.309024	0.000304	1.158815	0.004557
43	1.851867	0.036178	0.296294	0.000289	1.111076	0.004341
44	1.912436	0.039712	0.305985	0.000318	1.147417	0.004765
45	1.840099	0.038164	0.294411	0.000305	1.104016	0.004580
46	1.903424	0.038956	0.304543	0.000312	1.142009	0.004675
47	1.888349	0.038746	0.302131	0.000310	1.132965	0.004649
48	1.868506	0.039496	0.298956	0.000316	1.121060	0.004739
49	1.962150	0.040974	0.313939	0.000328	1.177244	0.004917
50	1.950863	0.039968	0.312133	0.000320	1.170472	0.004796
Min.	1.664695	0.035692	0.266347	0.000286	0.998778	0.004283
Média	1.866460	0.038584	0.298629	0.000309	1.119832	0.004630
Máx.	2.104464	0.042628	0.336709	0.000341	1.262629	0.005115

Tabela D.3: Concentração da actividade em ^{226}Ra e ^{232}Th na vegetação, no leite e na carne (15 km).

Amostra	$C_{v,veg}$ (Bq/kg) ^{226}Ra	$C_{v,veg}$ (Bq/kg) ^{232}Th	C_{leite} (Bq/l) ^{226}Ra	C_{leite} (Bq/l) ^{232}Th	C_{carne} (Bq/kg) ^{226}Ra	C_{carne} (Bq/kg) ^{232}Th
1	1.754968	0.037110	0.280790	0.000297	1.052940	0.004453
2	1.779048	0.036672	0.284643	0.000293	1.067387	0.004401
3	1.873931	0.037337	0.299824	0.000299	1.124315	0.004480
4	1.804652	0.039176	0.288740	0.000313	1.082749	0.004701
5	1.836348	0.037760	0.293811	0.000302	1.101766	0.004531
6	1.892890	0.037302	0.302857	0.000298	1.135689	0.004476
7	1.842841	0.038460	0.294850	0.000308	1.105661	0.004615
8	1.726851	0.037853	0.276292	0.000303	1.036070	0.004542
9	1.959791	0.042483	0.313561	0.000340	1.175829	0.005098
10	1.830189	0.035692	0.292825	0.000286	1.098070	0.004283
11	1.836532	0.035826	0.293840	0.000287	1.101876	0.004299
12	1.664695	0.037238	0.266347	0.000298	0.998778	0.004469
13	1.776641	0.037300	0.284258	0.000298	1.065943	0.004476
14	1.755315	0.037359	0.280846	0.000299	1.053147	0.004483
15	1.868743	0.037247	0.298994	0.000298	1.121202	0.004470
16	1.912186	0.038289	0.305945	0.000306	1.147266	0.004595
17	1.898577	0.037442	0.303767	0.000300	1.139102	0.004493
18	1.845446	0.037718	0.295267	0.000302	1.107224	0.004526
19	1.960757	0.040624	0.313716	0.000325	1.176408	0.004875
20	1.819498	0.038467	0.291115	0.000308	1.091656	0.004616
21	1.939884	0.036829	0.310376	0.000295	1.163885	0.004419
22	1.851850	0.039593	0.296291	0.000317	1.111066	0.004751
23	1.917812	0.040669	0.306845	0.000325	1.150642	0.004880
24	2.000450	0.042628	0.320067	0.000341	1.200223	0.005115
25	2.001839	0.040547	0.320289	0.000324	1.201056	0.004866
26	1.870962	0.041229	0.299349	0.000330	1.122533	0.004947
27	1.879082	0.041301	0.300648	0.000330	1.127405	0.004956
28	1.832485	0.036991	0.293193	0.000296	1.099448	0.004439
29	1.759730	0.037196	0.281552	0.000298	1.055796	0.004464
30	1.809222	0.038347	0.289471	0.000307	1.085491	0.004602
31	1.759900	0.036728	0.281579	0.000294	1.055899	0.004407
32	1.957005	0.040585	0.313116	0.000325	1.174157	0.004870
33	1.856651	0.036854	0.297059	0.000295	1.113947	0.004423
34	1.760136	0.036606	0.281617	0.000293	1.056040	0.004393
35	1.867055	0.040237	0.298724	0.000322	1.120189	0.004828
36	1.947486	0.037327	0.311593	0.000299	1.168446	0.004479
37	1.913335	0.040179	0.306128	0.000321	1.147956	0.004821
38	1.900996	0.040667	0.304154	0.000325	1.140553	0.004880
39	1.811010	0.037980	0.289757	0.000304	1.086563	0.004558
40	1.832628	0.037916	0.293216	0.000303	1.099534	0.004550
41	2.104464	0.041293	0.336709	0.000330	1.262629	0.004955
42	1.931434	0.037971	0.309024	0.000304	1.158815	0.004557
43	1.851867	0.036178	0.296294	0.000289	1.111076	0.004341
44	1.912436	0.039712	0.305985	0.000318	1.147417	0.004765
45	1.840099	0.038164	0.294411	0.000305	1.104016	0.004580
46	1.903424	0.038956	0.304543	0.000312	1.142009	0.004675
47	1.888349	0.038746	0.302131	0.000310	1.132965	0.004649
48	1.868506	0.039496	0.298956	0.000316	1.121060	0.004739
49	1.962150	0.040974	0.313939	0.000328	1.177244	0.004917
50	1.950863	0.039968	0.312133	0.000320	1.170472	0.004796
Min.	1.664695	0.035692	0.266347	0.000286	0.998778	0.004283
Média	1.866460	0.038584	0.298629	0.000309	1.119832	0.004630
Máx.	2.104464	0.042628	0.336709	0.000341	1.262629	0.005115

Tabela D.4: Concentração da actividade em ^{226}Ra e ^{232}Th na vegetação, no leite e na carne (20 km).

Amostra	$C_{v,veg}$ (Bq/kg) ^{226}Ra	$C_{v,veg}$ (Bq/kg) ^{232}Th	Cleite (Bq/l) ^{226}Ra	Cleite (Bq/l) ^{232}Th	C_{carne} (Bq/kg) ^{226}Ra	C_{carne} (Bq/kg) ^{232}Th
1	1.754968	0.037110	0.280790	0.000297	1.052940	0.004453
2	1.779048	0.036672	0.284643	0.000293	1.067387	0.004401
3	1.873931	0.037337	0.299824	0.000299	1.124315	0.004480
4	1.804652	0.039176	0.288740	0.000313	1.082749	0.004701
5	1.836348	0.037760	0.293811	0.000302	1.101766	0.004531
6	1.892890	0.037302	0.302857	0.000298	1.135689	0.004476
7	1.842841	0.038460	0.294850	0.000308	1.105661	0.004615
8	1.726851	0.037853	0.276292	0.000303	1.036070	0.004542
9	1.959791	0.042483	0.313561	0.000340	1.175829	0.005098
10	1.830189	0.035692	0.292825	0.000286	1.098070	0.004283
11	1.836532	0.035826	0.293840	0.000287	1.101876	0.004299
12	1.664695	0.037238	0.266347	0.000298	0.998778	0.004469
13	1.776641	0.037300	0.284258	0.000298	1.065943	0.004476
14	1.755315	0.037359	0.280846	0.000299	1.053147	0.004483
15	1.868743	0.037247	0.298994	0.000298	1.121202	0.004470
16	1.912186	0.038289	0.305945	0.000306	1.147266	0.004595
17	1.898577	0.037442	0.303767	0.000300	1.139102	0.004493
18	1.845446	0.037718	0.295267	0.000302	1.107224	0.004526
19	1.960757	0.040624	0.313716	0.000325	1.176408	0.004875
20	1.819498	0.038467	0.291115	0.000308	1.091656	0.004616
21	1.939884	0.036829	0.310376	0.000295	1.163885	0.004419
22	1.851850	0.039593	0.296291	0.000317	1.111066	0.004751
23	1.917812	0.040669	0.306845	0.000325	1.150642	0.004880
24	2.000450	0.042628	0.320067	0.000341	1.200223	0.005115
25	2.001839	0.040547	0.320289	0.000324	1.201056	0.004866
26	1.870962	0.041229	0.299349	0.000330	1.122533	0.004947
27	1.879082	0.041301	0.300648	0.000330	1.127405	0.004956
28	1.832485	0.036991	0.293193	0.000296	1.099448	0.004439
29	1.759730	0.037196	0.281552	0.000298	1.055796	0.004464
30	1.809222	0.038347	0.289471	0.000307	1.085491	0.004602
31	1.759900	0.036728	0.281579	0.000294	1.055899	0.004407
32	1.957005	0.040585	0.313116	0.000325	1.174157	0.004870
33	1.856651	0.036854	0.297059	0.000295	1.113947	0.004423
34	1.760136	0.036606	0.281617	0.000293	1.056040	0.004393
35	1.867055	0.040237	0.298724	0.000322	1.120189	0.004828
36	1.947486	0.037327	0.311593	0.000299	1.168446	0.004479
37	1.913335	0.040179	0.306128	0.000321	1.147956	0.004821
38	1.900996	0.040667	0.304154	0.000325	1.140553	0.004880
39	1.811010	0.037980	0.289757	0.000304	1.086563	0.004558
40	1.832628	0.037916	0.293216	0.000303	1.099534	0.004550
41	2.104464	0.041293	0.336709	0.000330	1.262629	0.004955
42	1.931434	0.037971	0.309024	0.000304	1.158815	0.004557
43	1.851867	0.036178	0.296294	0.000289	1.111076	0.004341
44	1.912436	0.039712	0.305985	0.000318	1.147417	0.004765
45	1.840099	0.038164	0.294411	0.000305	1.104016	0.004580
46	1.903424	0.038956	0.304543	0.000312	1.142009	0.004675
47	1.888349	0.038746	0.302131	0.000310	1.132965	0.004649
48	1.868506	0.039496	0.298956	0.000316	1.121060	0.004739
49	1.962150	0.040974	0.313939	0.000328	1.177244	0.004917
50	1.950863	0.039968	0.312133	0.000320	1.170472	0.004796
Min.	1.664695	0.035692	0.266347	0.000286	0.998778	0.004283
Média	1.866460	0.038584	0.298629	0.000309	1.119832	0.004630
Máx.	2.104464	0.042628	0.336709	0.000341	1.262629	0.005115

Tabela D.5: Comparação da dose e do risco de mortalidade, por efeito cancerígeno e por efeitos hereditários severos, à distância de 2 km com a distância de 10 km, 15 km e 20 km.

F (2 km)			F (10 km)			F (15 km)			F (20 km)		
D (Sv/a)	REC (a ⁻¹)	REH (a ⁻¹)	D (Sv/a)	REC (a ⁻¹)	REH (a ⁻¹)	D (Sv/a)	REC (a ⁻¹)	REH (a ⁻¹)	D (Sv/a)	REC (a ⁻¹)	REH (a ⁻¹)
2.7360E-04	1.0944E-05	1.6416E-06	2.5472E-04	1.0189E-05	6.1132E-08	2.7325E-04	1.0930E-05	1.6395E-06	2.7325E-04	1.0930E-05	1.6395E-06
2.7277E-04	1.0911E-05	1.6366E-06	2.5802E-04	1.0321E-05	6.1924E-08	2.7242E-04	1.0897E-05	1.6345E-06	2.7242E-04	1.0897E-05	1.6345E-06
2.8687E-04	1.1475E-05	1.7212E-06	2.7166E-04	1.0866E-05	6.5198E-08	2.8652E-04	1.1461E-05	1.7191E-06	2.8652E-04	1.1461E-05	1.7191E-06
2.8042E-04	1.1217E-05	1.6825E-06	2.6199E-04	1.0480E-05	6.2878E-08	2.8007E-04	1.1203E-05	1.6804E-06	2.8007E-04	1.1203E-05	1.6804E-06
2.8399E-04	1.1359E-05	1.7039E-06	2.6638E-04	1.0655E-05	6.3932E-08	2.8364E-04	1.1345E-05	1.7018E-06	2.8364E-04	1.1345E-05	1.7018E-06
2.9597E-04	1.1839E-05	1.7758E-06	2.7453E-04	1.0981E-05	6.5888E-08	2.9562E-04	1.1825E-05	1.7737E-06	2.9562E-04	1.1825E-05	1.7737E-06
2.8663E-04	1.1465E-05	1.7198E-06	2.6741E-04	1.0696E-05	6.4179E-08	2.8628E-04	1.1451E-05	1.7177E-06	2.8628E-04	1.1451E-05	1.7177E-06
2.6426E-04	1.0570E-05	1.5855E-06	2.5063E-04	1.0025E-05	6.0151E-08	2.6391E-04	1.0556E-05	1.5834E-06	2.6391E-04	1.0556E-05	1.5834E-06
3.0276E-04	1.2110E-05	1.8165E-06	2.8446E-04	1.1379E-05	6.8271E-08	3.0241E-04	1.2096E-05	1.8145E-06	3.0241E-04	1.2096E-05	1.8144E-06
2.7358E-04	1.0943E-05	1.6415E-06	2.6508E-04	1.0603E-05	6.3618E-08	2.7323E-04	1.0929E-05	1.6394E-06	2.7323E-04	1.0929E-05	1.6394E-06
2.8387E-04	1.1355E-05	1.7032E-06	2.6624E-04	1.0650E-05	6.3899E-08	2.8352E-04	1.1341E-05	1.7011E-06	2.8352E-04	1.1341E-05	1.7011E-06
2.6203E-04	1.0481E-05	1.5722E-06	2.4185E-04	9.6738E-06	5.8043E-08	2.6168E-04	1.0467E-05	1.5701E-06	2.6168E-04	1.0467E-05	1.5701E-06
2.7695E-04	1.1078E-05	1.6617E-06	2.5784E-04	1.0314E-05	6.1882E-08	2.7660E-04	1.1064E-05	1.6596E-06	2.7660E-04	1.1064E-05	1.6596E-06
2.7368E-04	1.0947E-05	1.6421E-06	2.5479E-04	1.0192E-05	6.1149E-08	2.7334E-04	1.0933E-05	1.6400E-06	2.7334E-04	1.0933E-05	1.6400E-06
2.8980E-04	1.1592E-05	1.7388E-06	2.7100E-04	1.0840E-05	6.5041E-08	2.8945E-04	1.1578E-05	1.7367E-06	2.8945E-04	1.1578E-05	1.7367E-06
2.9618E-04	1.1847E-05	1.7771E-06	2.7731E-04	1.1092E-05	6.6554E-08	2.9583E-04	1.1833E-05	1.7750E-06	2.9583E-04	1.1833E-05	1.7750E-06
2.9008E-04	1.1603E-05	1.7405E-06	2.7518E-04	1.1007E-05	6.6044E-08	2.8974E-04	1.1589E-05	1.7384E-06	2.8974E-04	1.1589E-05	1.7384E-06
2.8286E-04	1.1314E-05	1.6972E-06	2.6762E-04	1.0705E-05	6.4228E-08	2.8251E-04	1.1300E-05	1.6951E-06	2.8251E-04	1.1300E-05	1.6951E-06
3.0291E-04	1.2116E-05	1.8174E-06	2.8445E-04	1.1378E-05	6.8267E-08	3.0256E-04	1.2102E-05	1.8153E-06	3.0256E-04	1.2102E-05	1.8153E-06
2.8164E-04	1.1265E-05	1.6898E-06	2.6403E-04	1.0561E-05	6.3368E-08	2.8129E-04	1.1252E-05	1.6877E-06	2.8129E-04	1.1251E-05	1.6877E-06
2.9779E-04	1.1912E-05	1.7867E-06	2.8109E-04	1.1244E-05	6.7461E-08	2.9744E-04	1.1898E-05	1.7847E-06	2.9744E-04	1.1898E-05	1.7846E-06
2.8628E-04	1.1451E-05	1.7177E-06	2.6876E-04	1.0750E-05	6.4501E-08	2.8593E-04	1.1437E-05	1.7156E-06	2.8593E-04	1.1437E-05	1.7156E-06
2.9628E-04	1.1851E-05	1.7777E-06	2.7829E-04	1.1132E-05	6.6791E-08	2.9593E-04	1.1837E-05	1.7756E-06	2.9593E-04	1.1837E-05	1.7756E-06
3.0658E-04	1.2263E-05	1.8395E-06	2.9024E-04	1.1610E-05	6.9658E-08	3.0623E-04	1.2249E-05	1.8374E-06	3.0623E-04	1.2249E-05	1.8374E-06
3.0358E-04	1.2143E-05	1.8215E-06	2.9018E-04	1.1607E-05	6.9644E-08	3.0324E-04	1.2129E-05	1.8194E-06	3.0323E-04	1.2129E-05	1.8194E-06
2.9073E-04	1.1629E-05	1.7444E-06	2.7167E-04	1.0867E-05	6.5200E-08	2.9038E-04	1.1615E-05	1.7423E-06	2.9038E-04	1.1615E-05	1.7423E-06
2.9135E-04	1.1654E-05	1.7481E-06	2.7282E-04	1.0913E-05	6.5478E-08	2.9101E-04	1.1640E-05	1.7460E-06	2.9101E-04	1.1640E-05	1.7460E-06
2.8131E-04	1.1252E-05	1.6878E-06	2.6571E-04	1.0628E-05	6.3770E-08	2.8096E-04	1.1238E-05	1.6857E-06	2.8096E-04	1.1238E-05	1.6857E-06
2.7196E-04	1.0879E-05	1.6318E-06	2.5535E-04	1.0214E-05	6.1284E-08	2.7161E-04	1.0865E-05	1.6297E-06	2.7161E-04	1.0865E-05	1.6297E-06
2.7968E-04	1.1187E-05	1.6781E-06	2.6254E-04	1.0502E-05	6.3010E-08	2.7934E-04	1.1173E-05	1.6760E-06	2.7933E-04	1.1173E-05	1.6760E-06
2.7343E-04	1.0937E-05	1.6406E-06	2.5537E-04	1.0215E-05	6.1289E-08	2.7308E-04	1.0923E-05	1.6385E-06	2.7308E-04	1.0923E-05	1.6385E-06
2.9706E-04	1.1882E-05	1.7823E-06	2.8377E-04	1.1351E-05	6.8105E-08	2.9671E-04	1.1868E-05	1.7802E-06	2.9671E-04	1.1868E-05	1.7802E-06
2.8509E-04	1.1404E-05	1.7105E-06	2.6916E-04	1.0767E-05	6.4599E-08	2.8474E-04	1.1390E-05	1.7084E-06	2.8474E-04	1.1390E-05	1.7084E-06
2.7392E-04	1.0957E-05	1.6435E-06	2.5540E-04	1.0216E-05	6.1297E-08	2.7357E-04	1.0943E-05	1.6414E-06	2.7357E-04	1.0943E-05	1.6414E-06
2.8110E-04	1.1244E-05	1.6866E-06	2.7081E-04	1.0832E-05	6.4994E-08	2.8075E-04	1.1230E-05	1.6845E-06	2.8075E-04	1.1230E-05	1.6845E-06
2.9692E-04	1.1877E-05	1.7815E-06	2.8216E-04	1.1287E-05	6.7719E-08	2.9657E-04	1.1863E-05	1.7794E-06	2.9657E-04	1.1863E-05	1.7794E-06
2.9145E-04	1.1658E-05	1.7487E-06	2.7751E-04	1.1100E-05	6.6602E-08	2.9110E-04	1.1644E-05	1.7466E-06	2.9110E-04	1.1644E-05	1.7466E-06
2.8912E-04	1.1565E-05	1.7347E-06	2.7577E-04	1.1031E-05	6.6186E-08	2.8877E-04	1.1551E-05	1.7326E-06	2.8877E-04	1.1551E-05	1.7326E-06
2.7697E-04	1.1079E-05	1.6618E-06	2.6269E-04	1.0508E-05	6.3046E-08	2.7662E-04	1.1065E-05	1.6597E-06	2.7662E-04	1.1065E-05	1.6597E-06
2.8324E-04	1.1330E-05	1.6995E-06	2.6586E-04	1.0634E-05	6.3806E-08	2.8289E-04	1.1316E-05	1.6974E-06	2.8289E-04	1.1316E-05	1.6974E-06
3.2059E-04	1.2823E-05	1.9235E-06	3.0498E-04	1.2199E-05	7.3195E-08	3.2024E-04	1.2809E-05	1.9214E-06	3.2024E-04	1.2809E-05	1.9214E-06
2.9847E-04	1.1939E-05	1.7908E-06	2.8002E-04	1.1201E-05	6.7206E-08	2.9812E-04	1.1925E-05	1.7887E-06	2.9812E-04	1.1925E-05	1.7887E-06
2.8761E-04	1.1504E-05	1.7257E-06	2.6851E-04	1.0740E-05	6.4442E-08	2.8726E-04	1.1490E-05	1.7236E-06	2.8726E-04	1.1490E-05	1.7236E-06
2.9169E-04	1.1668E-05	1.7502E-06	2.7735E-04	1.1094E-05	6.6564E-08	2.9134E-04	1.1654E-05	1.7481E-06	2.9134E-04	1.1654E-05	1.7481E-06
2.8246E-04	1.1298E-05	1.6948E-06	2.6690E-04	1.0676E-05	6.4056E-08	2.8211E-04	1.1285E-05	1.6927E-06	2.8211E-04	1.1285E-05	1.6927E-06
2.8784E-04	1.1513E-05	1.7270E-06	2.7593E-04	1.1037E-05	6.6223E-08	2.8749E-04	1.1500E-05	1.7249E-06	2.8749E-04	1.1499E-05	1.7249E-06
2.8628E-04	1.1451E-05	1.7177E-06	2.7377E-04	1.0951E-05	6.5705E-08	2.8593E-04	1.1437E-05	1.7156E-06	2.8593E-04	1.1437E-05	1.7156E-06
2.8417E-04	1.1367E-05	1.7050E-06	2.7102E-04	1.0841E-05	6.5044E-08	2.8382E-04	1.1353E-05	1.7029E-06	2.8382E-04	1.1353E-05	1.7029E-06
3.0527E-04	1.2211E-05	1.8316E-06	2.8473E-04	1.1389E-05	6.8335E-08	3.0492E-04	1.2197E-05	1.8295E-06	3.0492E-04	1.2197E-05	1.8295E-06
3.0377E-04	1.2151E-05	1.8226E-06	2.8303E-04	1.1321E-05	6.7928E-08	3.0342E-04	1.2137E-05	1.8205E-06	3.0342E-04	1.2137E-05	1.8205E-06

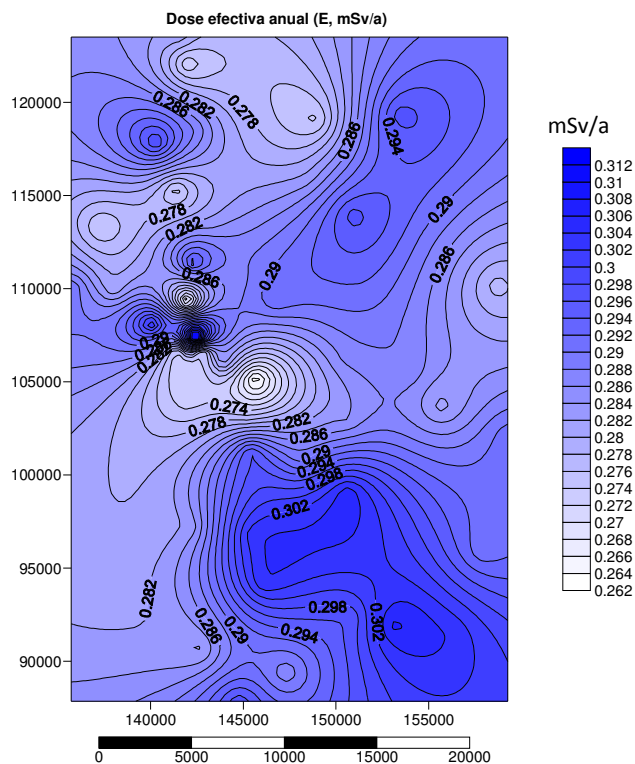


Figura D.1: Variação espacial da dose efectiva anual (2 km).

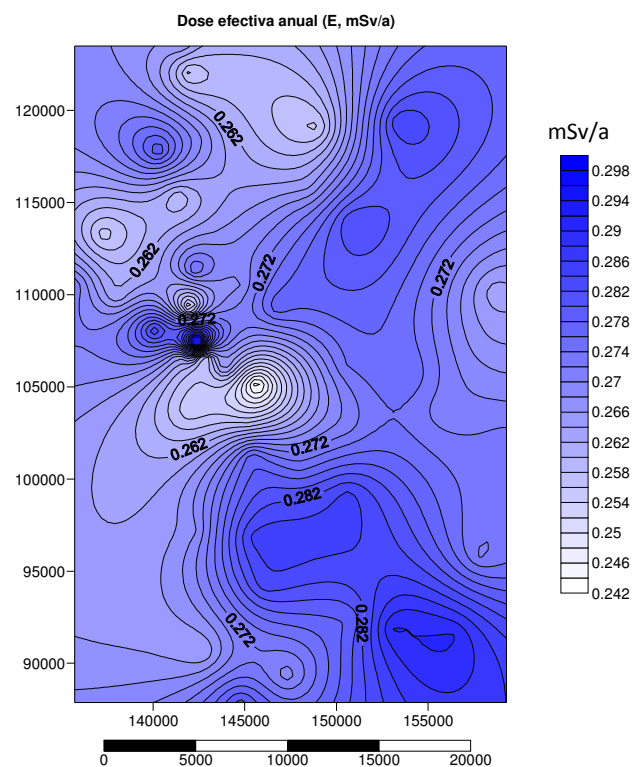


Figura D.2: Variação espacial da dose efectiva anual (10 km).

